

Schlussbericht zum Vorhaben

Thema:

Auswirkungen einer klimaangepassten Baumartenwahl auf die Grundwasserneubildungsmenge (KliBW-GW)

Zuwendungsempfänger:

Teilvorhaben 1:

Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR)

„Bodenwasserdynamik und Grundwasserneubildung in Abhängigkeit von der Wasseraufnahme der Bäume im Wurzelraum“

Teilvorhaben 2:

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (NW-FVA)

„Analyse der Bestandesstruktur zur Bestimmung von Interzeption und Transpiration“

Förderkennzeichen:

Teilvorhaben 1: 2220WK39A4

Teilvorhaben 2: 2220WK39B4

Laufzeit:

01.12.2021 bis 31.12.2024

Monat der Erstellung:

2/2025

Datum der Veröffentlichung:

09.05.2025



Gefördert durch:



Bundesministerium
für Ernährung
und Landwirtschaft

aufgrund eines Beschlusses
des Deutschen Bundestages

Gefördert durch:



Bundesministerium
für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit
und Verbraucherschutz

aufgrund eines Beschlusses
des Deutschen Bundestages

Das diesem Bericht zugrundeliegende Vorhaben wurde aufgrund eines Beschlusses des Deutschen Bundestages mit Mitteln des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) und des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV) über die Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR) als Projektträger für den Waldklimafonds unterstützt. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt beim Autor.

1 Inhalt

1.	Ziele	4
1.1	Aufgabenstellung	4
1.2	Stand der Technik	7
1.2.1	Arbeitspaket 1: Forsthydrologie	8
1.2.1.1	Xylemsaftflussmessungen und Bestandesniederschlagsmessungen	8
1.2.1.2	Bestimmung der Bestandesstruktur	10
1.2.2	Arbeitspaket 2: Boden und Grundwasser	12
1.2.2.1	Markierungsversuche	12
1.2.2.2	Chlorid-Massenbilanz	14
1.2.3	Arbeitspaket 3: Geophysikalisches Monitoring	14
1.2.3.1	Elektrische Widerstandstomographie (ERT)	14
1.2.4	Arbeitspaket 4: Fernerkundliches Monitoring	17
1.2.4.1	Datenerhebung	18
1.2.4.2	Vorprozessierung	18
1.2.4.3	Datenanalyse	21
1.2.5	Literaturverzeichnis	22
1.3	Zusammenarbeit mit anderen Stellen	27
2	II. Ergebnisse	28
2.1	Vergleichende Charakterisierung der Untersuchungsstandorte	28
2.1.1	Untersuchungshistorie und standörtliche Grundlagen	28
2.1.2	Bodenchemie und Wurzelverteilung	31
2.2	Arbeitspakete	34
2.2.1	Arbeitspaket 1: Forsthydrologie	34
2.2.1.1	Beschreibung der Untersuchungsbestände	34
2.2.1.2	Feinwurzelinventuren	37
2.2.1.3	Gesamtblattfläche der Bestände	40
2.2.1.4	Verhältnis LAI_{min} zu LAI_{max} bei Koniferen	42
2.2.1.5	Belaubungsdynamik im Projektzeitraum	42
2.2.1.6	LAI-Modellierung	43
2.2.1.7	LAI-Modelle für Douglasie und Roteiche	48
2.2.1.8	Interzeption	49
2.2.1.9	Quantifizierung der Bestandestranspiration	52
2.2.1.10	Radiale Saftflussgradienten-Messungen	52
2.2.1.11	Standardisierung der Saftflussdaten-Aufbereitung und Transpirationsberechnung	55
2.2.1.12	Baumartenvergleich der Bestandestranspiration	58
2.2.1.13	Bestandestranspiration Stieleiche und Roteiche (Ehrhorn, Lüneburger Heide)	58
2.2.1.14	Bestandestranspiration Buche und Fichte (Solling)	63
2.2.1.15	Bestandestranspiration Kiefer und Douglasie (Klötze, Altmark)	67
2.2.2	Arbeitspaket 2: Boden und Grundwasser	72
2.2.2.1	Douglasie - Klötze	72
2.2.2.2	Markierungsversuch	73
2.2.2.3	Kiefer - Klötze	76
2.2.2.4	Markierungsversuch	76

2.2.2.5	Roteiche – Lüneburger Heide	79
2.2.2.6	Markierungsversuch	80
2.2.2.7	Chlorid-Massenbilanz	83
2.2.2.8	Stieleiche – Lüneburger Heide	84
2.2.2.9	Buche – Solling	86
2.2.3	Arbeitspaket 3: Geophysikalisches Monitoring	88
2.2.3.1	Abbildung der Heterogenität innerhalb des Messarrays für die untersuchten Standorte	88
2.2.3.2	Abschätzung des volumetrischen Wassergehalts aus den ERT- Messungen	90
2.2.3.3	Kiefer – Klötze	90
2.2.3.4	Roteiche-Lüneburger Heide	97
2.2.3.5	Buche – Solling	100
2.2.3.6	Fichte-Solling	102
2.2.3.7	Untersuchung des Einflusses der Wurzeln	103
2.2.3.8	Gemeinsame Betrachtung der Xylem-Saftfluss Messungen und der ERT	105
2.2.4	Arbeitspaket 4: Fernerkundliches Monitoring	105
2.2.4.1	NDVI	105
2.2.4.2	EVI	106
2.2.4.3	Leaf Area Index	107
2.2.5	Arbeitspaket 5: Daten, Auswertung und Modellierung	108
2.2.5.1	Vergleich der Bestandesstrukturmessungen aus Gelände und Fernerkundung	108
2.2.5.2	Vergleich der ERT-Resistivitäten mit Bodenwassergehalten, Wurzelverteilung und Saftflussmessungen	108
2.2.5.3	Baumartenvergleich mittels Transpirationssmessung	109
2.2.5.4	Vergleich von Transpiration, Interzeption und Modellierung	110
2.2.5.5	Vergleich der Grundwasserneubildung aus Tracerversuch und Modell	110
2.3	Verwertung	110
2.4	Erkenntnisse von Dritten	111
2.5	Veröffentlichungen	111
2.6	ANHANG	113
2.6.1	Teilvorhaben 1: Bodenwasserdynamik und Grundwasserneubildung in Abhängigkeit von der Wasseraufnahme der Bäume im Wurzelraum	113
2.6.1.1	Ziel und Gegenstand des Teilvorhabens	113
2.6.1.2	Bearbeitete Arbeitspakete	113
2.6.1.3	Wesentliche Ergebnisse des Teilvorhabens	113
2.6.2	Teilvorhaben 2: Analyse der Bestandesstruktur zur Bestimmung von Interzeption und Transpiration	114
2.6.2.1	Ziel und Gegenstand des Teilvorhabens	114
2.6.2.2	Bearbeitete Arbeitspakete	114
2.6.2.3	Wesentliche Ergebnisse des Teilvorhabens	114

1. Ziele

Das übergeordnete Ziel des Vorhabens war es, die Prozesse der Grundwasserneubildung an Baumarten zu erforschen, die für den klimawandelangepassten Waldumbau eine wichtige Rolle spielen, sodass Planungen der Forst- und Wasserwirtschaft auf eine breitere Datengrundlage gestellt werden können. Dafür wurden in einem Verbundvorhaben von der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) und der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt (NW-FVA) zwei Teilvorhaben bearbeitet: „Bodenwasserdynamik und Grundwasserneubildung in Abhängigkeit von der Wasseraufnahme der Bäume im Wurzelraum“ (BGR) und „Analyse der Bestandesstruktur zur Bestimmung von Interzeption und Transpiration“ (NW-FVA). Die Ziele und Ergebnisse beider Vorhaben sind nachfolgend in Form von gemeinsamen Kapiteln dargestellt.

1.1 Aufgabenstellung

Die Grundwasserneubildung ist eine bedeutsame Ökosystemleistung des Waldes (Schwaiger et al., 2019), denn Grundwasservorkommen unter Wald werden in besonderem Maß für die Wasserversorgung in Deutschland genutzt. Aufgrund des Klimawandels ist einerseits mit einem steigenden Wasserbedarf, insbesondere für die landwirtschaftliche Nutzung, andererseits mit sinkenden Grundwasserneubildungsraten zu rechnen. In allen Bundesländern erfolgt seit vielen Jahren ein großflächiger Umbau des Waldes, mit dem Ziel, unter Berücksichtigung des Klimawandels möglichst stabile, arten- und strukturreiche Wälder zu fördern. Gleichzeitig sollen die Wälder auch weiterhin eine ausreichende Grundwasserneubildung gewährleisten. Durch die erheblichen Waldschäden nach den extremen Trockenjahren 2018 bis 2020 ist die Notwendigkeit zu einer Walderneuerung vielerorts noch erheblich beschleunigt worden. So sind z.B. in den letzten Jahren vor dem Hintergrund des Klimawandels die eingeführten Baumarten Douglasie und Roteiche zunehmend in die Waldumbaukonzepte einbezogen worden. Nach den aktuellen Waldbauplanungen (z.B. Böckmann et al., 2019) wird die Berücksichtigung der Douglasie und der Roteiche als führende oder nachrangige Mischbaumart noch zunehmen, um die hohen Risiken durch nicht mehr standortgemäße Baumarten zu reduzieren. Hierbei bietet sich die Douglasie in einem besonderen Maße als Anbaualternative zur Fichte im Bergland und zur Fichte bzw. Kiefer im Tiefland an, wobei sie stets in Mischung mit anderen Baumarten (Buche, Kiefer, Fichte, usw.) angebaut werden soll (Böckmann et al., 2019). Die Roteiche wird insbesondere im Tiefland als trockenheitstolerante Alternative zur Buche angesehen bzw. kann Nadelbaumarten ersetzen. Die forsthydrologische Forschung hat sich demgegenüber in den letzten Jahrzehnten überwiegend mit dem Waldumbau von Kiefern/Fichten in Buchenbestände (Armbruster et al., 2004; Duijnsveld et al., 2001; Loesch et al., 2024; Müller et al., 2002) beschäftigt. Experimentelle Befunde zur Einschätzung der Wasserbilanz von Alternativbaumart-Beständen liegen bisher nur sehr vereinzelt vor (Brechtel, 1973). Eine Übertragbarkeit und Einbeziehung in die waldbauliche Planung ist i.d.R. nicht möglich, da bei den zur Anwendung kommenden forsthydrologischen Modellansätzen (LWF-Brook90, WaSiM-ETH, Coup-Modell, TUB-BGR-Verfahren) entsprechende Baumarten häufig vereinfacht den Parametersätzen der Hauptbaumarten (Fichte, Buche, Eiche, Kiefer) oder nur der Klassierung (Laub- /Nadelwald) zugeordnet werden (z.B. Schwaiger et al., 2019). Eine besonders große Unsicherheit besteht in dieser Hinsicht bei den artspezifischen Interzeptions- und Transpirationsraten, die wegen ihrer räumlichen Heterogenität und baumindividuellen Variation einen erhöhten Messaufwand erfordern.

Das übergeordnete Ziel des Vorhabens war es daher, die Prozesse von Grundwasserneubildung, Interzeption und Transpiration an Baumarten zu erforschen, die für den klimawandelangepassten Waldumbau eine wichtige Rolle spielen, sodass sie in Planungen der Forst- und Wasserwirtschaft angemessen berücksichtigt werden können. Die wissenschaftlich technische Zielsetzung war es, in drei Untersuchungsgebieten in Norddeutschland den Baumarteneffekt durch den Vergleich von je zwei nahe beieinanderliegenden Reinbeständen folgender Baumarten zu untersuchen: Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) und Kiefer (*Pinus sylvestris*) bei Klötze in der Altmark, Roteiche (*Quercus rubra*) und Stieleiche (*Quercus robur*) in der Lüneburger Heide sowie Buche (*Fagus sylvatica*) und Fichte (*Picea abies*) im Solling. Dabei sollte der komplette Pfad Atmosphäre-Bestand-Boden-Grundwasser mit seinen Wechselwirkungen abgebildet und die Unsicherheiten auf den verschiedenen Ebenen quantifiziert werden. Dafür wurden, neben der Messung des Freilandniederschlags, der oberirdischen Bestandesstruktur (Bestandesgrundfläche, LAI), der räumlich hochaufgelösten Verteilung des Bestandesniederschlags, der Feinwurzelverteilung sowie der Bodenwassergehalte und Matrixpotentiale auch Saftflussmessungen zur Bestimmung der Transpiration, Markierungsversuche mit Deuteriumoxid, 3D-elektrische Widerstandstomographie und Überfliegungen mit Hyperspektral- und Thermalinfrarotdrohnen durchgeführt.

Die konkreten Fragen, die im Rahmen des Vorhabens beantwortet werden sollten, sind im Einzelnen:

- Wie groß ist der Baumart-Effekt auf Interzeption und Transpiration unter ceteris paribus-Bedingungen im Vergleich von Fichte und Buche im Mittelgebirge, Kiefer und Douglasie im Tiefland und Roteiche und Stieleiche im Tiefland?

- Baumartenwahl in Abhängigkeit vom Bodenwasserspeicher: Welche Wurzeln der verschiedenen Baumarten tragen wesentlich zur Versorgung bei und welche Rolle spielt die Wasserspeicherfähigkeit der Bodenhorizonte bei typischen Durchwurzelungstiefen?
- Gibt es baumartenspezifische Durchwurzelungstiefen bzw. Wurzelhorizonte, die besonders „wasseraktiv“ sind?
- Wenn es „wasseraktive“ Wurzelhorizonte gibt, wie verhält sich die Wassernutzungsstrategie und deren Dynamik bei verschiedenen Baumarten?
- Mit welchen Messmethoden kann die Grundwasserneubildung unter Bäumen lokal quantifiziert werden? Welche Steuergrößen (z.B. Baumart, Durchwurzelungstiefe) sind zur Abschätzung der Grundwasserspende sensitiv und bedürfen einer angemessenen Berücksichtigung in den Modellansätzen? Wie groß sind die zu erwartenden Vertrauensbereiche?
- Welche Methodenkombination ist zur Erfassung notwendig und wie groß sind die Unsicherheiten?

Die Baumarteneffekte auf Interzeption und Transpiration wurden mit Bestandesstrukturanalysen zur Herleitung der Kronendachblattfläche, Messungen der Bestandesinterzeption und Xylemsaftflussmessungen zur Herleitung der Bestandestranspiration untersucht. Die daraus gewonnenen Blattflächenindex-Werte, Interzeptionsraten und Transpirationsraten sind für die Parametrisierung und als Validierungsgrößen für das Wasserhaushaltsmodell LWF-Brook90 gut geeignet.

Es konnte gezeigt werden, dass der jährliche Maximalwert des Blattflächenindex (LAI_{max}) der Untersuchungsbestände von Jahr zu Jahr aufgrund der Aktivität von Schädlingen und Anpassungsreaktionen der Bäume an die klimatische Situation etwas variiert. Diese interannuelle Variation kann mit allometrischen Modellen der Belaubung nicht im Zeitverlauf nachgebildet werden, es ist aber möglich, solche Modelle für eine grobe Schätzung des Blattflächenindex über alle Jahre hinweg einzusetzen. Beim Vergleich von 11 allometrischen Modellen mit LAI-Messungen der Hauptbaumarten Buche, Eiche, Fichte und Kiefer aus dem Level II-Messnetz konnte gezeigt werden, dass das jeweils beste Modell den LAI mit einem Fehler zwischen 0,8 und 1,2 m^2/m^2 bestimmen kann. Bei der Anwendung auf unsere Untersuchungsbestände ergaben sich für drei Hauptbaumarten Fehler in derselben Größenordnung, nur für den Kiefernbestand ergab das für viele Bestände gut geeignete Modell von Hammel & Kennel (2001) deutlich zu niedrige Werte. Für den Kiefernbestand, den Buchenbestand und den Fichtenbestand wurden andere Modelle gefunden, die für diese Untersuchungsflächen in den Jahren 2022- 2024 geringere Abweichungen zu den Messwerten ergaben (-0,8 bis +0,5 m^2/m^2) und somit als bestandesspezifische Modelle geeignet wären. Für die Alternativbaumarten ergaben die am besten geeigneten allometrischen Modelle Abweichungen von 0,4 (Roteiche) und 0,2 (Douglasie) zum Mittelwert des gemessenen LAI der drei Messjahre.

Die Interzeptionsbestimmung konnte durch die Verwendung eines regelmäßigen Rasters aus über 50 Messpunkten mit Kronentraufesammlern (feststehenden und versetzbaren) etwas verbessert werden. Insbesondere im Buchenbestand ist die bestandesrepräsentative Rate um 14,2% niedriger als die nur aus dem Sammlerfeld bestimmte Rate. Im Fichtenbestand reduzierte sie sich um etwa 9%, während in allen anderen Fällen weniger als 5% Abweichung zwischen der räumlich repräsentativen und der am Sammlerfeld ermittelten Bestandesniederschlagsrate errechnet wurden. Die Ortsfaktoren erwiesen sich auch für die seltener gemessenen Rasterpositionen der Wandersammler als relativ konstant, sodass die für die Bestände ermittelten Korrekturfaktoren für den Bestandesniederschlag so lange weiterverwendet werden können, wie sich keine größeren strukturellen Veränderungen auf den Beständen einstellen. Insgesamt lagen die Interzeptionsraten etwa im Bereich der aus der Literatur bekannten Wertespanne, nur beim am stärksten belaubten Bestand (Douglasie) ergab sich im besonders niederschlagsarmen Jahr 2022 eine etwas höhere Rate, die sich auf die größere Bedeutung der initialen Kronenbefeuchtung bei kleinen Niederschlagsereignissen zurückführen lässt.

Xylemsaftflussmessungen nach der Heat Ratio-Methode erwiesen sich als gut geeignet für die quantitative Abschätzung der Bestandestranspiration, wenn Holzparameter und stamminterne Saftflussdichtegradien der betrachteten Bäume bekannt sind. Die Bestimmung der Grundholzdichte mit Bohrkernen zeigte große Unterschiede zwischen den Baumarten und die Notwendigkeit einer bestandesspezifischen Erhebung der Grundholzdichte. Dasselbe gilt für die stamminternen Saftflussdichte-Gradienten, die durch separate Messungen nach der Heat Field Deformation-Methode für die Untersuchungsbestände bestimmt wurden. Operatorabhängige Entscheidungsspielräume bei der Skalierung der Heat Ratio-Messdaten wurden durch Entwicklung eines Auswertungstools minimiert und die Skalierung so reproduzierbar gemacht.

Der auffälligste Baumarteneffekt beim Vergleich von Stieleichen- und Roteichenbestand in Ehrhorn/Lüneburger Heide ist die Fähigkeit der Stieleichen, schon sehr früh im Jahr sehr hohe Transpirationsraten zu erreichen und damit das im Frühjahr noch gute Wasserangebot auszunutzen. Dies gelang den Roteichen nicht im selben Maß. Die während dieser Phase geschaffenen Strukturen (großlumige Leitgefäße der Stieleichen) sind aber weniger geeignet für später im Jahr auftretende Perioden mit geringerer Wasserverfügbarkeit im Unterboden. In allen Jahren sank die Transpirationsrate des Stieleichenbestands nach den anfänglich hohen Werten auf deutlich niedrigere Werte ab, während die des Roteichenbestands sich bis zur Mitte der Vegetationsperiode steigern konnte. Im Durchschnitt über alle Messperioden war dadurch die tägliche Transpirationsrate der Stieleichen mit 0,61 mm nur etwas größer als die der Roteichen (0,52 mm).

Aus dem Verhältnis der Transpiration zu Oberbodenwassergehalt und Unterbodensaugspannung kann geschlossen werden, dass sich die Stieleichentranspiration zu einem größeren Anteil aus dem Unterboden (tiefer als 1 m) speiste als die Transpiration der Roteichen. Die Schonung der Bodenwasservorräte durch die niedrigeren Transpirationsraten des Roteichenbestands kann sich in Vegetationsperioden mit Wassermangel und auf Böden größerer nutzbarer Feldkapazität positiv auswirken.

Als Baumarteneffekt bei der Transpiration des Buchen- und Fichtenbestands im Solling fällt ihre unterschiedliche Empfindlichkeit auf Situationen mit geringer Luftfeuchte im Trockensommer 2022 auf, die in diesem Jahr nur bei der Fichte zu einer massiven Einschränkung der Reaktionsfähigkeit des Wasserleitsystems auf Luftfeuchteänderungen führten, die möglicherweise auf eingetretene Schäden an den Leitgefäßen hinweist. Dafür spricht auch die nach dem Borkenkäferbefall im Folgejahr immer noch eingeschränkte Transpirationsfähigkeit des Fichtenbestands im Jahr 2024. Der Fichtenbestand konnte winterliche Wasservorräte durch frühe Steigerung der Transpirationsrate im Frühjahr 2023 trotzdem besser nutzen als die Buche, deren Transpiration je nach Situation früher oder später startete. Die mittlere tägliche Transpirationsrate des Fichtenbestands war mit 2,18 mm in den ersten 1,5 Jahren höher als die des Buchenbestands (1,63 mm) an den Tagen, wo von beiden Baumarten Messungen vorlagen. Durch den Borkenkäferbefall und die anschließende Teilräumung des Bestands kehrte sich das Verhältnis in den darauffolgenden 1,5 Jahren aber um (Fichte 1,29 mm und Buche 1,82 mm). In besonders trockenen Vegetationsperioden kann die größere Empfindlichkeit des Fichtenbestands sich also negativ auswirken, obwohl sie die winterlichen Wasservorräte besser nutzt.

Die Baumarteneffekte auf die Transpiration des Kiefern- und Douglasienbestands hängen direkt mit der bei einem LAI von 3 - 4 größeren Lichtdurchlässigkeit des Kiefernbestands zusammen, der im Vergleich zum dunkleren Douglasien-Kronendach (LAI 5,9 - 6,3) wesentlich mehr Unterwuchs zulässt. Die zusätzliche Transpiration des Unterwuchses kann besonders in warmen Wintern dafür sorgen, dass die Bodenfeuchte schon vor Beginn der Kieferntanspiration abnimmt und auch im laufenden Jahr stärker von der Vegetation beansprucht wird. Im Unterschied zum Douglasienbestand haben die Kiefern im Winter auch kaum transpiriert. Die Nutzung der winterlichen Bodenwasservorräte durch die Douglasien war also effektiver. Die mittlere tägliche Transpirationsrate an Tagen mit Messwerten für beide Baumarten betrug an diesem trockensten der Standorte beim Douglasienbestand 0,66 mm und beim Kiefernbestand 0,37 mm.

Ein vollständiger Vergleich der Baumarten würde die Ermittlung von Jahresraten der Transpiration erfordern und ist damit nur unter Verwendung des Wasserhaushaltsmodells möglich. Angesichts der um ca. 8 Monate verkürzten Bearbeitungszeit war dies nicht mehr im Rahmen des Projekts möglich.

Die Markierungsversuche mit Deuteriumoxid haben sich als geeignete Methode erwiesen, um die Grundwasserneubildung unter Bäumen lokal zu quantifizieren. Aus den Markierungsversuchen konnte unter Anwendung der Peak-Shift-Methode zwischen den Jahren 2023 und 2024 die jährliche Sickerwassermenge für drei Bestände ermittelt werden. In dem Douglasienbestand betrug die maximale Sickerwasserrate 37-52 mm/a (4-6 % des Freilandniederschlags von 881 mm). In dem gleichen Zeitraum wurde in dem benachbarten Kiefernbestand eine maximale Sickerwasserrate von 16-29 mm/a (2-3 % des Freilandniederschlags von 881 mm) ermittelt. In dem Roteichenbestand wurde eine Sickerwasserrate von mindestens 96 mm/a (ca. 10 % Freilandniederschlags von 952 mm) gefunden. Besonders sensitiv reagiert die Peak-Shift-Methode auf den Parameter Durchwurzelungstiefe. Im Roteichenbestand konnte gezeigt werden, dass ein erhöhter Ansatz der Durchwurzelungstiefe um einen Meter zu einer Halbierung der Sickerwasserrate von 180 mm/a auf 96 mm/a führt. Um diese Unsicherheit zu vermindern, wurde für den Douglasien- und Kiefernbestand ein Versuchsablauf entwickelt, durch den die Tiefe der aktiven Wurzelzone auf dem Versuchsfeld abgeschätzt werden kann. Zur Abschätzung der aktiven Wurzelzone wurden Zeiträume mit abnehmenden Bodenwassergehalten bei gleichzeitiger Stagnation des Markierungsstoffs während der Vegetationsperiode verwendet. Die Peak-Shift-Methode ist außerdem sensitiv für den Haftwasseranteil und für die Trockenrohdichte des Bodens. Beide Eingangsgrößen werden oft für Tiefen < 2 m geschätzt, da der Aufwand zur Gewinnung von ungestörten Bodenproben aus diesen Tiefen groß ist. Die durch die Parameterschätzung entstehende Restunsicherheit ist in den oben genannten Ergebnissen für den Douglasien- und Kiefernbestand durch die Wertespanne der Sickerwasserrate ausgedrückt. Die Markierungsversuche bilden lediglich die Sickerwasserrate für den Projektzeitraum ab, sodass eine Methodenkombination für die Betrachtung längerer Zeiträume sinnvoll ist. Um zusätzlich die mittlere langjährige Grundwasserneubildung zu ermitteln, wurde in dem Roteichenbestand die Chlorid-Massenbilanz-Methode auf Chloridkonzentrationen im Boden- und im Grundwasser angewendet. Die durch die Chlorid-Massenbilanz-Methode ermittelte mittlere langjährige Grundwasserneubildung zwischen 2004 und 2022 beträgt 15-17 % des Freilandniederschlags. Beide Methoden zeigen eine gute Übereinstimmung.

Die elektrische Widerstandstomographie (ERT) hat sich als sehr geeignet herausgestellt, um die lokale Heterogenität der instrumentierten Standorte zu erfassen. Es wurde eine große Heterogenität in der Verteilung der elektrischen Widerstände identifiziert. Die Positionen von Bäumen und Baumstümpfen auf dem Messarray konnten in vielen Fällen mit Anomalien niedrigerer spezifischer elektrischer Widerstände assoziiert werden. In der Betrachtung der zeitlichen Dynamik wurde an allen Standorten eine starke und schnelle Antwort auf Niederschläge beobachtet. Für die Standorte Kiefer-Klötze, Buche-Solling, Roteiche-Lüneburger Heide wurde eine Beziehung zwischen den Messungen des volumetrischen Wassergehalts aus Bodensonden und den

Resistivitäten aus den ERT festgestellt. Aufgrund der Erfahrungen auf dem Standort Fichte-Solling im Vorgängerprojekt GW-Fest wurden Punkte auf dem Messarray gewählt, die sich nicht direkt im Wurzelbereich der Bäume befinden. Unter Verwendung eines einfachen Potenzgesetzes wurde aus dem Zusammenhang zwischen Wassergehaltsmessungen mittels Bodensonden und Resistivitäten eine Pedotransferfunktion parametrisiert, um aus den Resistivitäten volumetrische Wassergehalte abzuschätzen. Die Berücksichtigung horizontspezifischer Bodenparameter und die Leitfähigkeit der Bodenlösung wurden als wichtigste Einflussfaktoren auf die Abschätzung identifiziert. Die Änderung und das Niveau der Ganglinien der Bodensonden lässt sich an diesen Standorten aus den ERT Daten gut rekonstruieren. Am Standort Kiefer weisen die abgeschätzten Wassergehalte durch Vergleich mit Bodenprofilen große Übereinstimmungen auf. Am Standort Roteiche konnte die Dynamik insgesamt gut wiedergegeben werden. An beiden Standorten konnte zudem auch an Punkten, die nicht in die Parametrisierung eingegangen sind, eine gute Übereinstimmung zwischen den im Labor gemessenen Wassergehalten und den Abschätzungen aus der ERT festgestellt werden. Ein direkter Einfluss der Wurzeldichte auf die ERT Messungen wurde nicht herausgearbeitet. Eine Übertragbarkeit der Parameter auf den direkten Wurzelbereich ist gegenwärtig noch nicht festgestellt. Wir empfehlen diese in zukünftigen Studien durch systematischen Vergleich unterschiedlicher Punkte auf den Messarrays zu prüfen. Insgesamt bilden unsere Ergebnisse eine gute Grundlage, um eine Bilanzierung der im Boden gespeicherten Wasservolumina vorzunehmen und diese in Hinblick auf Wasserhaushaltsbilanzen einer Plausibilitätsprüfung zu unterziehen. Eine solche Bilanzierung ist aufgrund der verkürzten Projektlaufzeit leider nicht mehr möglich.

1.2 Stand der Technik

Die Bewertung des Einflusses einer Baumart auf den Wasserhaushalt und insbesondere auf die Grundwasserneubildung bzw. Sickerwasserrate, wurde in Deutschland bereits in mehreren Forschungsprojekten untersucht. Die unterschiedlichen Ergebnisse dieser Untersuchungen zeigen, dass die Sickerwasserrate unter einer Baumart stark variieren kann, je nach Betrachtungszeitraum und je nach Zusammensetzung der Standortparameter Klima, Bodeneigenschaften, Bestandesalter und -struktur, sodass eine Übertragbarkeit auf andere Standorte nur sehr begrenzt möglich ist (van der Salm et al., 2007). Ergebnisse von Forschungsarbeiten in Deutschland, die die Sickerwasserrate in Kiefern- und Buchenreinbeständen untersuchten, sind in Loesch (2022) zusammengefasst. Müller (2009) fand an einem Standort in Nordostdeutschland, in Abhängigkeit vom Bestandesalter, für Kiefern- und Buchenreinbestände jeweils Sickerwasserraten von 0-180 mm/a und 129-268 mm/a. Andere Studien in Nordostdeutschland ermittelten in Kiefer-Reinbeständen eine Sickerwasserrate von 15 mm/a (Schindler et al., 2008) und 45 mm/a (Natkhin, 2010) und in Buchen-Reinbeständen eine Sickerwasserrate von 18 mm/a (Schindler et al., 2008) und 114 mm/a (Natkhin, 2010). Ringe et al. (2000) fanden in Nordwestdeutschland, in Abhängigkeit jährlich schwankender meteorologischer Bedingungen, für einen Kiefernreinbestand eine Sickerwasserrate von 142-208 mm/a. Ebenfalls in Nordwestdeutschland fand Loesch (2022) in Kiefernreinbeständen Sickerwasserraten zwischen 150 und 370 mm/a. Trotz der großen Unterschiede zwischen den Studien lässt sich in einem Baumartenvergleich feststellen, dass Buchenreinbestände höhere Sickerwasserraten aufweisen als Kiefernreinbestände am gleichen Standort. Dagegen ergibt sich bei vergleichenden Studien von Kiefern- und Douglasienreinbeständen in Deutschland kein einheitliches Bild, welche Baumart höhere Sickerwasserraten aufweist. So fanden Prietzel & Bachmann (2011) in Süddeutschland für die Douglasie im Vergleich zu Fichten- und Kiefernbeständen deutlich geringere Sickerwasserraten. In Modellstudien (Fleck et al., 2017; Gutsch et al., 2011) im Norddeutschen Tiefland ergaben sich für die Douglasie leicht geringere Sickerwasserraten als bei der Kiefer. Demgegenüber ergaben die Lysimeterstudien in Nordostdeutschland von Müller (2009) für den Untersuchungszeitraum von 1978-1998 bei Jungbeständen höhere Sickerwasserraten für die Douglasie im Vergleich zur Kiefer.

Die für die Versickerung und Grundwasserneubildung (GW) zur Verfügung stehende Wassermenge hängt nach der Wasserhaushaltsgleichung (Gleichung 1) sehr von der Evapotranspiration (Transpiration T , Interzeption I und Bodenevaporation Ev) von der Bestandesoberfläche ab, die von strukturellen und baumphysiologischen Unterschieden zwischen den Beständen geprägt ist.

$$GW = N + kA - T - I - Ev - OAbf + \Delta Speicher \quad (Nr.1)$$

Hierbei steht N für den Niederschlagseintrag und kA für den kapillaren Aufstieg aus dem Grundwasser. Beide stellen zusammen mit dem im Boden gespeicherten Wasservorrat die pro Zeitschritt verfügbare Wassermenge dar. Nur das nicht durch Evapotranspiration und oberirdische Abflüsse ($OAbf$) verbrauchte Wasser steht für die Grundwasserneubildung zur Verfügung. Von diesen Verbrauchstermen ist die Transpiration in der Regel am größten. In einem weltweiten Vergleich der Transpirationsraten von Wäldern (Schlesinger & Jasechko, 2014) wird die Größenordnung der jährlichen Transpiration temperater Laub- und Nadelwälder mit 7 bis 59% des Niederschlags quantifiziert (Choudhury & DiGirolamo, 1998: 7-66%, Peck & Mayer, 1996: 23-72%, hier nur Buche, Eiche, Fichte und Kiefer). Eine Auswertung der in der SAPFLUXNET-Datenbank (Poyatos et al.,

2021) publizierten Transpirationsmessungen von vier Buchen-, drei Eichen-, einem Douglasien-, fünf Fichten- und drei Kiefernbeständen ergab einen Anteil zwischen 14% und 75% für die Transpiration (Fleck et al., 2023). Die absoluten, aufs ganze Jahr hochgerechneten Transpirationsraten betrugen dabei für Buche 276 - 719 mm, Eiche 224 - 474 mm, Douglasie 234 - 334 mm, Fichte 101 - 350 mm und Kiefer 89 - 255 mm.

Die Interzeption wird bei Waring & Schlesinger (1985) auf 10 bis 35% des Jahresniederschlags geschätzt. Die Literaturübersichten von Choudhury & DiGirolamo (1998, 7-36%) und Peck & Mayer (1996, 8-38%) kommen dabei zu ähnlichen Ergebnissen. Die Bodenevaporation leistet dagegen in geschlossenen Waldbeständen einen verhältnismäßig kleinen Beitrag zur Gesamtverdunstung (in der Regel weniger als 20% - z.B. Galoux et al., 1981, Oishi et al., 2010, Tsuruta et al., 2016) und ist im Wasserhaushaltsmodell LWF-Brook90 anhand der Bestandes- und meteorologischen Daten gut bestimmbar. Der oberirdische Abfluss kann besonders in Steilhanglagen ein größerer Verlustterm sein – die gewählten Bestände im Tiefland bzw. auf der Sollingkuppe weisen jedoch Steigungen unter 1% auf, so dass dieser Betrag in der aktuellen Untersuchung sehr gering ist.

1.2.1 Arbeitspaket 1: Forsthydrologie

1.2.1.1 Xylemsaftflussmessungen und Bestandesniederschlagsmessungen

Die Messung des Xylemsaftflusses in Baumstämmen ist die einzige Methode, mit der die Transpiration von adulten Bäumen separat von der Gesamtverdunstung mit vertretbarem Aufwand quantifiziert werden kann. Dabei wird davon ausgegangen, dass das gesamte sich stammaufwärts bewegendes Xylemfluss-Wasser früher oder später auch verdunstet wird und somit zur Transpiration des Einzelbaumes beiträgt, wenngleich es zwischen Saftfluss und Transpiration mitunter auch größere zeitliche Verzögerungen geben kann (Forster, 2014).

Die Messung wird mit verschiedenen Varianten von Sensoren durchgeführt, die bei Vorhandensein einer Wärmequelle die Kühlungswirkung des Transpirationsstroms auf den Stamm für die Herleitung der Wassermenge nutzen, die diese Kühlung bewirkt hat. Im Laufe der letzten 50 Jahre ist dazu eine große Vielfalt an Messinstrumenten entstanden, bei denen die Messung auf der Wärmebilanz (heat balance, Čermák et al., 1973), der Wärmeausbreitung (heat dissipation, Granier, 1985), der Ausbreitung eines Wärmeimpulses (heat pulse, Swanson & Whitfield, 1981) oder der Wärmefelddeformation beruht (heat field deformation, Vandegehuchte & Steppe, 2013). Unter diesen methodischen Varianten ist die heat pulse-Methode am besten für die oft abgelegenen Waldbestände geeignet. Da für die kurzen Hitzeimpulse deutlich weniger Energie benötigt wird als für die anderen Techniken, ist ein Betrieb ohne Anschluss an das Stromnetz möglich.

Die heat pulse-Methode wurde von Burgess et al. (2001) weiter entwickelt zur Heat Ratio-Methode. Bei dieser bestehen die Sensoren aus drei Nadeln, die entlang der Stammachse in äquidistantem Abstand voneinander radial durch Bohrung in das Xylem installiert werden. Dabei sendet die mittlere Nadel in regelmäßigen Abständen einen Hitzeimpuls aus, dessen Wirkung auf die Baumstammtemperatur mit Thermistoren in den anderen beiden Nadeln zeitlich und in ihrem Ausmaß verfolgt wird. Aus dem Verhältnis zwischen den Temperaturänderungen saftstromaufwärts und saftstromabwärts lässt sich bei bekannter Temperaturleitfähigkeit von Holz und mit dem gemessenen Zeitversatz zwischen Hitzeimpuls und Temperaturerhöhung die konvektive Ausbreitungsgeschwindigkeit des Hitzeimpulses entlang der Stammachse im Splintholz berechnen und daraus nach Barrett et al. (1995) die Saftflussmenge pro Querschnittsfläche und Zeiteinheit bestimmen, die am Ort der Messung aufgetreten ist.

Ein technisches Erfordernis ist die Vermeidung von Temperaturgradienten im Stamm, die durch Sonneneinstrahlung ausgelöst werden und das Ergebnis verfälschen würden. Aus diesem Grund sind die Messorte bei den verwendeten Sensoren (Sapflowmeter SFM-1 der Firma ICT International, SFM-4-Sensor bzw. SFM-5-Sensor der Firma UGT) mit einem Strahlungsschutzschild abgeschirmt. Hierdurch ist es mittlerweile möglich und empfohlen, auf der Südseite der Stämme zu messen, weil hier zum Teil höhere Saftflussraten festgestellt wurden, was als Hinweis auf einen dort möglicherweise besseren thermischen Kontakt zu den Leitgefäßen gewertet wird (UGT Umwelt-Geräte-Technik GmbH, 2023).

Grundsätzlich sind alle Sensoren auf einen guten thermischen Kontakt zu Leitgefäßen im Xylem angewiesen, dieser ist jedoch in Abhängigkeit von der Holzstruktur am gewählten Messort nicht immer gegeben und macht sich dann durch überraschend niedrige Saftflussdichten bemerkbar. Es ist daher bei Saftflussmessungen besonders wichtig, die Daten zeitnah zu überprüfen, damit gegebenenfalls ein anderer Messort am selben Baum ausgesucht werden kann. Hierdurch oder durch Neuinstallation aufgrund der durch Wachstumsvorgänge allmählichen Veränderung des Splintholzes am Messort kommt es bei Saftflussmessungen immer mal wieder zu Messausfällen bzw. zu unbrauchbaren Daten, die vor einer Hochrechnung aussortiert werden müssen.

Eine Herausforderung für alle Saftflussmessmethoden ist die Skalierung der Saftflussdichte vom Messort auf die gesamte leitende Querschnittsfläche des Baums, da nicht von einer homogenen Saftflussdichte im Splintholz ausgegangen werden kann. In der Regel weisen die älteren, weiter innen liegenden Leitgefäße eine geringere Saftflussdichte auf als die jüngeren Randbereiche des Splintholzes (Gebauer et al., 2008). Bei den

verwendeten Sensoren wird die Hitzepulsausbreitung in zwei verschiedenen Radialabständen zum Kambium gemessen, jede der beiden Thermistornadeln enthält zwei Thermistoren, so dass der Saftflussdichte-Unterschied zwischen dem äußeren Splintholz in ca. 1cm Abstand zum Kambium und dem etwas weiter innen liegenden Splintholz in etwa 2 cm Abstand zum Kambium gemessen wird. Eine Skalierung dieser Messungen auf das gesamte Splintholz erfolgt dann entweder gar nicht (unter der Annahme, dass die weiter innen liegenden Bereiche nichts zum Saftfluss beitragen (UGT Umwelt-Geräte-Technik GmbH 2023)) oder aber über die Nutzung artspezifisch gemessener Saftflussdichte-Radialgradienten, die sich auf den gesamten leitfähigen Bereich des Splintholzes beziehen (vgl. Gebauer et al., 2008). Die Gültigkeit der artspezifischen Saftflussdichtegradien für die im Bestand vorhandenen Bäume wird dabei in der Regel vorausgesetzt. Im Projekt wurden hierzu separate Messungen mit dem HFD-8-Sensor der Firma ICT International durchgeführt.

Ein weiterer Skalierungsschritt ist erforderlich, um von der Transpiration eines Einzelbaums auf die Transpiration von Beständen zu schließen. Hierzu werden die Bäume häufig in Größenklassen eingeteilt (z.B. Kraftsche Klassen), da der die Transpiration antreibende Wasserpotenzialgradient zwischen Boden und Umgebungsluft mit der Baumhöhe variiert.

Ein technisches Problem bei der Saftflussmessung ist die Genauigkeit der Sensorinstallation, da die Berechnungen von der Genauigkeit der Abstände zwischen Wärmequelle und Thermistor abhängen. Die in der Praxis häufig unvermeidbare Abweichung von einer idealen Messanordnung führt im Ergebnis zu einer Verschiebung des Nullpunkts der Saftflussmessung, so dass die Lage des Nullpunkts anhand zusätzlicher Kriterien überprüft werden muss. Bei Laubbäumen kann zur Bestimmung des Nullpunkts eine Messung im laublosen Zustand herangezogen werden (Do & Rocheteau, 2002). Während in Situationen ohne Laubfall, Nächte mit sehr geringem Wasserdampfsättigungsdefizit in der Luft (ca. 0 kPa) bei gleichzeitig wassergesättigtem Boden als Situationen ohne Saftfluss betrachtet werden, so dass auf dieser Basis eine Nullpunkt Korrektur vorgenommen wird (Hogg & Hurdle, 1997). Durch das Auftreten nächtlicher Flüsse zur Wiederauffüllung des Stammwasservorrats kann die Identifikation geeigneter Nächte jedoch besonders bei kurzen Messperioden schwierig sein (Forster, 2014) und die angewendeten Kriterien sind in der Regel nicht gut dokumentiert.

Kalibrierungsexperimente zu den verschiedenen Saftfluss-Messmethoden haben methodenspezifische Abweichungen zwischen -42% und +15% ergeben (Flo Sierra, 2021), wobei die Heat Pulse-Methoden mit durchschnittlich +1,2% insgesamt eine geringe Abweichung aufwiesen. Betrachtet man aber konkret die Heat Ratio-Methode, so kann man anhand der Kalibrierungsversuche von einer Unterschätzung des tatsächlichen Saftflusses in einer Größenordnung von -13,5% ausgehen, für die in dieser Untersuchung eine pauschale Korrektur vorgenommen wird.

Die Interzeption ist als Differenz von Freilandniederschlag und Bestandesniederschlag direkt bestimmbar, jedoch sind die Unsicherheiten aufgrund der räumlichen Variabilität insbesondere der Kronentraufe groß. Prinzipiell gibt es zwei Möglichkeiten, die räumliche Variabilität angemessen zu berücksichtigen: Einerseits können die Kronentraufesammler selbst über einen großen Bereich der Krone integrieren, indem sie das Wasser aus langen Rinnen aufnehmen, die im Bestand arrangiert sind (DVWK, 1986). Andererseits ist es möglich, die räumliche Repräsentativität von kleineren Sammlern durch eine größere Anzahl an Aufnahmepunkten im Bestand zu erhöhen. Die nötige Anzahl an Kronentraufesammlern ist bereits in zahlreichen Publikationen untersucht worden, ein Kapitel des ICP Forests-Handbuchs (Clarke et al., 2022) listet hierzu 61 Quellen auf. Auf Basis dieser Quellen wird empfohlen, in homogenen Nadelwaldbeständen 20 Kronentraufesammler zu verwenden, um die heterogene Kronentraufe und die in ihr unter Umständen heterogen verteilten Depositionsmengen bestandesrepräsentativ zu erfassen. In homogenen Laubwaldbeständen empfiehlt es sich 25 Sammler zu verwenden. In ungleichaltrigen und lückenhaften Beständen wird dagegen schon eine Anzahl von 35-40 Sammlern empfohlen und bei Beständen mit großen Lücken werden mehr als 40 Sammler für eine bestandesrepräsentative Messung auf 0,25ha Wald benötigt, um einen Variationskoeffizienten unter 20% (Clarke et al., 2022) in den betrachteten Stoffkonzentrationen zu erreichen. Die Anzahlen sollten bei ausschließlicher Betrachtung der Variabilität der Kronentraufemengen aber etwas niedriger liegen, da die bei Depositionsmessungen relevante Variabilität der Stoffkonzentrationen entfällt. Zusätzlich zu fest installierten Sammlern wird für die Erreichung noch niedrigerer Variationskoeffizienten (< 10%) auch der Einsatz von wandernden Kronentraufesammlern empfohlen (Carlyle-Moses et al., 2014), mit denen alle verschiedenen räumlichen Situationen erfasst werden können, wenn sie entsprechend versetzt werden. Grundsätzlich ist in Waldbeständen davon auszugehen, dass die räumliche Variabilität der Kronentraufemengen mit der Regenmenge über dem Bestand abnimmt, sie ist also besonders bei kleineren Regenereignissen sehr groß (Carlyle-Moses et al., 2014). Grund dafür ist die unterschiedliche Speicherkapazität des Kronendachs je nach Krongelement (Holz, Blätter, Früchte) und Dichte über dem jeweiligen Kronentraufesammler. Strukturparameter wie der Kronendeckungsgrad, die Kronenabstände und die Abstände eines Sammlers zu Baumstämmen bestimmen im Zusammenspiel mit Regenintensität und Windgeschwindigkeit den Einfallswinkel des Niederschlags und damit auch die jeweils zu einem Sammler gelangende Wassermenge.

Der Untersuchungsansatz in unserem Projekt basiert darauf, dass die strukturellen Eigenschaften der Bestände über längere Zeiträume wenig veränderlich sind, so dass sich (besonders gut möglich bei den Intensivmonitoringflächen) eine typische Abweichung der Kronentraufemenge an jeder Messposition vom

Mittelwert des ganzen Bestandes ergibt, die z.B. bei einer Sammlerposition unter Laubbäumen saisonal variiert. Diese systematische Abweichung vom Mittelwert (Ortsfaktor) wurde durch die verwendete Kombination von 15 bis 21 stationären und 5 versetzbaren Kronentraufesammlern (kurz: Wandersammlern) entlang eines regelmäßigen Messrasters mit Punktabständen von 7,07 m (sog. 7 m x 7 m-Messraster) für alle vorkommenden Strukturen im Bestand bestimmt (vgl. Abb. 1.2.1-1 und 2.1.1-1). Beim 7 m x 7 m-Messraster handelt es sich um die Verdichtung eines 10 m x 10 m-Messrasters, das in den Beständen mit senkrechten Pflöcken markiert wurde. Die mit einer entsprechenden Vorrichtung versehenen Wandersammler wurden auf den Pflöcken für jeweils eine ca. 14-tägige Messperiode angebracht, bevor sie zu den nächsten Pflöcken im 7 m x 7 m-Messraster versetzt wurden. Durch einen Stützfuß und eine Libelle entsprechen die Wandersammler hinsichtlich Höhe über dem Boden (1 m) und horizontaler Ausrichtung den feststehenden Sammlern und wurden auch im selben Rhythmus wie diese geleert.



Abbildung 1.2.1-1: Versetzbarer, sog. Wandersammler (links) und einige der 21 feststehenden Kronentraufesammler an Punkten des 7m x 7m-Rasters auf der Stieleichenfläche (rechts).

1.2.1.2 Bestimmung der Bestandesstruktur

Die für die strukturellen Effekte auf die Interzeption wichtige Position und Verteilung der Bäume jeder Untersuchungsfläche wurde relativ zu den Sammlerpositionen per GNSS eingemessen. Die verschiedenen weiteren strukturellen Eigenschaften der Bestände sind für den Wasserhaushalt in erster Linie dann von Belang, wenn sie sich auf die transpirierende, interzipierende und für das Bestandesinnenklima entscheidende Gesamtblattfläche des Kronendachs auswirken, die in Form des Blattflächenindex (LAI) als Blattfläche pro Bestandesareal (Chen & Black, 1992) im Wasserhaushaltsmodell verwendet wird. Da zur Interzeption auch die holzigen Oberflächen bedeutend beitragen, werden sie analog zum LAI im Wasserhaushaltsmodell als Holzoberflächenindex (SAI) mitberücksichtigt.

Die Oberfläche des Kronendachs wurde in jedem Bestand über Messung des Blattflächenindex (LAI) erhoben. Bei optischen LAI-Messungen ist die räumliche Zuordnung von Messergebnis und Kronendacheigenschaft möglich. Die optische LAI-Bestimmung erfolgte im Projekt mit einem LAI-2200 Plant Canopy Analyzer (Fa. Licor, USA), der die Lichtabschwächung in 5 Vertikalwinkelsegmenten von der Messposition aus mit einer hemisphärischen Optik erfasst. Die horizontal integrierende Messung erlaubt die Rückrechnung auf die Dichte der Blattflächen im Kronendach durch Invertierung des Lambert-Beerschen Gesetzes (Monsi & Saeki, 1953),

$$I = I_0 * e^{cde} \quad \text{Nr. 2}$$

dabei ist I die gemessene Lichtintensität, I_0 die Ausgangslichtintensität über dem Kronendach, c die Blattflächendichte, d die im Kronendach vom Licht zurückgelegte Distanz und e ein konstanter Extinktionskoeffizient. Beim LAI-2200 wird die Ausgangslichtintensität mit einem zweiten Sensor auf einer Freifläche separat erhoben – die auch mögliche LAI-Bestimmung allein über hemisphärische Fotos bietet diese Möglichkeit nicht und ist dadurch im Bereich geringer Lichtstärken (= großer LAI-Werte) ungenauer.

Die Gültigkeit von Gleichung 2 ist allerdings eingeschränkt, denn einerseits müssen dafür die Blattelemente im Verhältnis zum Kronendach klein sein und andererseits wird von einer homogenen Verteilung der Blattelemente im Kronendach ausgegangen. Vor allen Dingen die zweite Bedingung ist aber nur bei homogenen Laubbaumbeständen erfüllt und erfordert deshalb in allen anderen Fällen eine zusätzliche Messung des Klumpungskoeffizienten W , der die optisch wirksame Klumpung der Verteilung von Kronenelementen im Kronendach so quantifiziert, dass eine Korrektur für die Abweichung von der Homogenitätsbedingung berechnet werden kann. Der Klumpungskoeffizient basiert auf der Größenverteilung der lichtdurchlässigen Lücken im Kronendach und kann entweder mit einem Lichtsensor gemessen werden, der auf einem geradlinigen Transekt mit konstanter Geschwindigkeit durch den Bestand geführt wird (Chen et al., 2006) oder mit hemisphärischen Fotos, in denen sich die Lückengrößenverteilung in ähnlicher Weise durch Auswertung der hell-dunkel-Folgen entlang eines konzentrischen Rings (entsprechend einem Vertikalwinkel) ergibt. Bei Nadelbäumen ist zusätzlich die geklumpfte Verteilung der Nadeloberflächen entlang der Kurztriebe zu berücksichtigen. Diese regelmäßige Anordnung führt dazu, dass die gesamte Nadeloberfläche an einem Kurztrieb im Foto kleiner erscheint als sie tatsächlich ist. Durch Multiplikation mit dem Nadel-Trieboberflächen-Verhältnis (g) wird dies ausgeglichen.

Im Projekt wurden die Klumpungskoeffizienten nach ICP Forests Standard (Fleck et al., 2020) mit Fish-eye-Fotos an mindestens 16 Rasterpunkten bestimmt, die gleichzeitig auch zum Kronentraufe- und LAI-Messraster gehören. Abweichend davon wurden im Fichtenbestand nur 9 Rasterpunkte herangezogen, da der betrachtete Teilbestand aufgrund einer Borkenkäferkalamität im Juni 2023 neu definiert wurde und dann nur noch 9 Rasterpunkte des LAI-Messnetzes in der nun betrachteten Bestandesfläche lagen. Neben dem Klumpungskoeffizienten und dem LAI wurde auch der Holzoberflächenindex SAI aus den Messungen abgeleitet. Hierzu wurden bei den Nadelbäumen die publizierten Anteile der Holzoberfläche an der Gesamtoberfläche verwendet (Chen et al., 2006; Jonckheere et al., 2005; Tagesson, 2006), bei den Laubbäumen wurde dagegen eine zusätzliche Messung im laublosen Zustand durchgeführt. Auch bei Nadelbäumen wurde eine winterliche Messung durchgeführt, um die saisonal reduzierte Gesamtblattfläche im Winter (LAI_{min}) zu bestimmen. Die als Belichtungsreihe fünffach aufgenommenen Fish-Eye-Fotos wurden anhand der optischen Aufnahmequalität (möglichst hohe Kontraststärke bei Vermeidung von Überstrahlungseffekten) vorausgewählt. Bei der Bildauswertung mit der Software hemisfer wurde nur der blaue Strahlungsanteil ausgewertet. Mit der automatischen Schwellenwertermittlung nach Ridler & Calvard (1978) wurde jedes Foto anhand der Pixel-Helligkeitswerte in Kronen- und Himmelsanteile aufgeteilt. Die automatische Schwellenwertsetzung wurde zusätzlich optisch kontrolliert und musste in wenigen Fällen anhand des Vergleichs der Farbaufnahme mit dem Binärbild aus nur ganz schwarzen und ganz weißen Pixeln neu festgesetzt werden, um die tatsächlich vorhandene Abgrenzung zwischen Himmelsanteilen und Bestandesanteilen angemessen wiederzugeben. Die Klumpungskoeffizienten wurden in 4 Blickwinkel-Vertikalsektoren (entsprechend den innersten 4 Lichtsensor-Ringen des LAI-2200) separat ermittelt und daraus ein mittlerer Klumpungskoeffizient berechnet. Ebenfalls getrennt für die 4 Blickwinkelbereiche (konzentrische Ringe auf dem Fish-eye-Foto) wurde die Lichttransmission ermittelt und dann zu einem Mittelwert für den jeweiligen Aufnahmepunkt verrechnet.

Bei den LAI-Messungen mit dem LAI2200 wurde der fünfte (äußerste) Blickwinkel-Ring bei den Auswertungen generell ausgeschlossen, da er im abgeschatteten Bereich der jeweiligen Freiflächenmessung lag.

Durch den Vergleich von Freiflächenmessung und Bestandesmessung wurde zunächst der effektive Plant Area Index an jedem Messpunkt für jeden Blickwinkelbereich separat bestimmt, der sowohl Holz- als auch Blattflächen enthält und noch nicht klumpungskorrigiert ist. Durch Verrechnung mit den Klumpungskoeffizienten der Fish-Eye-Fotos wurde aus dem PA_{eff} der klumpungskorrigierte Plant Area Index (PA_{lcc}) abgeleitet. Die PA_{lcc} -Werte wurden mit artspezifischen Holzanteilen (α) bzw. mit SAI-Werten aus den Wintermessungen (bei Laubbäumen) vom selben Bestand in klumpungskorrigierte Blattflächenindex-Werte (LA_{lcc}) umgerechnet und der bestandesrepräsentative LAI und SAI ermittelt. Bei den Nadelbaumbeständen wurde dabei zusätzlich noch das artspezifische Nadel-Trieboberflächenverhältnis einbezogen (Chen et al., 2006; Palmroth et al., 2002; Smolander et al., 1994; Tagesson, 2006), um die zusätzlich auf dieser räumlichen Ebene geklumpfte Verteilung der Nadeln zu berücksichtigen. Die SAI-Bestimmung bei den Laubbaumbeständen erfolgte ohne Klumpungskorrektur, da der Klumpungskoeffizient bei geringen SAI-Messwerten nahe 1 liegt und damit das Ergebnis kaum beeinflusst. Die LAI-Berechnung für Laubbäume und Nadelbäume erfolgte für jeden einzelnen Aufnahmepunkt nach Chen et al. (2006, Gleichungen Nr. 3 bzw. 4) und wurde dann über die 16 Punkte des LAI-Messrasters gemittelt:

$$LAI_{max, \text{ Laubbäume}} = PAI_{eff} / -SAI \quad \text{Nr. 3}$$

$$LAI_{max, \text{ Nadelbäume}} = PAI_{eff} * \frac{\gamma}{1 - \alpha} \quad \text{Nr. 4}$$

1.2.2 Arbeitspaket 2: Boden und Grundwasser

1.2.2.1 Markierungsversuche

In allen Beständen, außer im Fichtenbestand, wurden Markierungsversuche mit Deuteriumoxid durchgeführt, um mit der Peak-Shift-Methode die Sickerwasserrate abzuschätzen. Die Peak-Shift-Methode beruht darauf, dass ein Tracer zu einem Zeitpunkt t_1 auf der Bodenoberfläche aufgetragen wird und mit den versickernden Niederschlägen in größere Bodentiefen verfrachtet wird. Zu einem Zeitpunkt t_2 werden dann mittels Bohrungen tiefenorientierte Bodenproben entnommen, um die Tiefe des Konzentrationspeaks des Tracers zu bestimmen. Aus den Bodenwassergehalten zwischen der Bodenoberfläche und der Tiefe des Konzentrationspeaks lässt sich dann nach Leibundgut et al. (2010) die Wassermenge bestimmen, die zwischen dem Zeitpunkt t_0 und t_1 in den Boden gelangt ist:

$$R_T = \frac{1}{T} \int_{z_1}^{z_2} \theta(z) dz \quad (\text{Nr. 5})$$

mit T als Zeitspanne zwischen t_0 und t_1 , z_1 und z_2 als jeweilige Tiefen des Konzentrationspeaks zu den Zeitpunkten t_0 und t_1 und θ als volumetrischer Wassergehalt des Bodens. In diesem Bericht wird für die Abschätzung der Sickerwasserrate eine weiterentwickelte Formel von Chesnaux & Stumpp (2018) verwendet, bei der von dem volumetrischen Wassergehalt der Haftwasseranteil abgezogen wird, da dieser nicht für die Fließbewegungen in der ungesättigten Zone und somit nicht für die Sickerwasserbewegung zur Verfügung steht:

$$R_T = \frac{1}{T} \sum_{i=0}^m (\theta_{z_i} - \theta_r)(z_{i+1} - z_i) \quad (\text{Nr. 6})$$

mit m als Anzahl der Bodenproben über dem Konzentrationspeak, θ_{z_i} als volumetrischer Wassergehalt der Bodenprobe, θ_r als Haftwasseranteil der Bodenprobe und $(z_{i+1} - z_i)$ als Länge der jeweiligen Bodenprobe mit z als Tiefe unter der Bodenoberfläche.

Für die Anwendung der Peak-Shift-Methode wurde für jede Baumart ein Markierungsversuch durchgeführt und in einem turnusmäßigen Messbetrieb Bodenproben in 10 cm-Intervallen entnommen, um daran die Tracerkonzentrationen im Bodenwasser und den gravimetrischen Wassergehalt zu messen. Eine Übersicht über die Konfiguration der Experimente und über die durchgeführten Messkampagnen ist in Tabelle 1.2.2-1 dargestellt. Bei der Auswahl der Versuchsfelder wurde darauf geachtet, dass die Flächen wenig Neigung und Relief aufweisen, um Oberflächenabfluss und ein inhomogenes Versickerungsmuster zu vermeiden. Für die Roteichenfläche wurde eine Beregnungsanlage verwendet während alle anderen Versuchsflächen händisch mit einer Gießkanne beregnet wurden.

Tabelle 1.2.2-1: Übersicht der durchgeführten Markierungsversuche

	Roteiche	Stieleiche	Douglasie	Kiefer	Buche
Größe	6 m ²	4 m ²	4 m ²	4 m ²	4 m ²
Menge	10 mm	5 mm	5 mm	5 mm	5 mm
Zeit	373 min	85 min	72 min	87 min	108 min
$\delta^2\text{H}$ Tracer	143000 ‰ VSMOW	100 184 ‰ VSMOW	100 184 ‰ VSMOW	100 184 ‰ VSMOW	100 184 ‰ VSMOW

Ablauf	Beregnung: 01.12.2022	Beregnung: 21.12.2022	Beregnung: 10.01.2023	Beregnung: 10.01.2023	Beregnung: 25.10.2023
	Probenahme: 21.12.2022: 60 cm; 04.05.2023: 420 cm; 17.05.2023: 460 cm; 21.09.2023: 610 cm; 22.11.2023: 600 cm; 10.07.2024: 600 cm	Probenahme: 15.02.2023: 60 cm; 07.07.2023: 450 cm; 21.11.2023: 610 cm	Probenahme: 07.02.2023: 70 cm; 18.04.2023: 220 cm; 25.07.2023: 440 cm; 12.12.2023: 460 cm; 09.04.2024: 460 cm	Probenahme: 07.02.2023: 70 cm; 18.04.2023: 220 cm; 26.07.2023: 430 cm; 14.12.2023: 460 cm; 10.04.2024: 460 cm	Probenahme: 15.11.2023: 100 cm; 07.02.2024: 240 cm; 16.04.2024: 240 cm

Mit einem Eijkelkamp-Handbohrer wurden Probenahmen bis 4,6 m Tiefe durchgeführt und für größere Tiefen wurde ein Bohrhämmer verwendet. Zwischen den Bohrlöchern und dem Rand des Versuchsfelds wurde ein Abstand von mindestens 40 cm eingehalten. Das gleiche gilt für den Abstand zwischen den Bohrlöchern der verschiedenen Probenahmekampagnen. Nach der Probenahme wurden die Bohrlöcher mit Sediment verfüllt, welches nicht in Kontakt mit Tracern war.

Das Probenahmeintervall war 10 cm und die Bodenproben wurden im Gelände in gasdichten Tüten (Item ID: CB400-420siZ, WEBER Packaging GmbH, Güglingen, Germany) eingeschweißt und bis zu den Labormessungen gekühlt aufbewahrt. Im Labor wurden aus jeder Probenahmetüte drei Unterproben (Triplikate) genommen und eingewogen.

Aus den Unterproben wurde durch kryogene Vakuumextraktion nach Koeniger et al. (2011) das Bodenwasser extrahiert, um anschließend mit einem Laserspektrometer (Picarro L2130-i) die Deuteriumkonzentration im Bodenwasser zu bestimmen. Durch Ofentrocknung (24 h, 105 °C) wurde außerdem der gravimetrische Wassergehalt jeder Unterprobe ermittelt. Aus den Messergebnissen der Triplikate wurde für die Deuteriumkonzentration und für den gravimetrischen Wassergehalt ein Mittelwert gebildet, der für die nachfolgenden Berechnungen und Darstellungen verwendet wurde.

Der volumetrische Wassergehalt der Proben wurde durch die Multiplikation des gravimetrischen Wassergehalts mit der Trockenrohdichte (TRD) ermittelt. Trockenrohdichtemessungen wurden im Kiefernbestand bis in 1 m Tiefe und im Roteichenbestand bis 0,85 m Tiefe durchgeführt. Im Kiefernbestand konnte durch Siebkornanalysen und Sedimentansprachen bei Bohrungen gezeigt werden, dass die gemessene TRD im Tiefenbereich 0,6-1 m auf größere Tiefen übertragbar ist. Um die Schwankungsbreite der TRD bei der Abschätzung der Sickerwasserrate zu berücksichtigen, wurde eine Wertespanne für die TRD verwendet, die sich aus der niedrigsten gemessenen TRD (1,42 g/cm³) und der höchsten gemessenen TRD (1,57 g/cm³) im Tiefenbereich 0,6-1 m Tiefe ergibt. Die gleiche Wertespanne wurde für den benachbarten Douglasienbestand verwendet, für den die Siebkornanalysen und Sedimentansprachen auf eine gute Übertragbarkeit der Ergebnisse hinweisen. Für den Roteichenbestand wurde als untere Grenze für die TRD-Wertespanne die in 0,85 m Tiefe gemessene TRD von 1,61 g/cm³ verwendet. Aus den Siebkornanalysen bis 10 m Tiefe lässt sich ableiten, dass keine Verminderung der TRD durch erhöhte Feinkornanteile in Tiefen > 0,85 m zu erwarten ist. Als obere Grenze der Wertespanne wurde im Roteichenbestand eine TRD von 1,85 g/cm³ verwendet. Dies entspricht der TRD eines mittleren Quarzsandes mit einem Gesamtporenanteil von 30 %, was die untere Grenze von möglichen Gesamtporenanteilen eines Mittelsandes darstellt (Busch & Luckner, 1974 zitiert nach (Garling & Dittrich, 1979)). Für den Stieleichenbestand und für den Buchenbestand konnte keine Sickerwasserrate ermittelt werden, weswegen für diese Bestände keine nähere Betrachtung der TRD durchgeführt wurde.

Der Haftwasseranteil θ_r wurde bis 0,8 m Tiefe aus der Saugspannung-Wassergehalt-Beziehung (pF-Kurve) von Stechzylinderproben auf den jeweiligen Flächen abgeleitet. Bei den Tiefen > 0,8 m, wurde an den sandigen Standorten (Kiefer, Douglasie, Roteiche) eine Wertespanne von 2 - 3 % für den Haftwasseranteil angewendet. Die untere Grenze der Wertespanne entspricht den niedrigsten, in dem Douglasien- und Kiefernbestand, in 80 cm Tiefe gemessenen Haftwasseranteilen (2 %). Die obere Grenze überschreitet nicht die niedrigsten volumetrischen Wassergehalte, die in den jeweiligen Beständen im Laufe des Experiments in Tiefen > 0,8 m ermittelt wurden (Douglasie: 3,1 %, Kiefer: 3,4 %, Roteiche, 3 %). Für den Stieleichenbestand und für den Buchenbestand konnte keine Sickerwasserrate ermittelt werden, weswegen für diese Bestände keine nähere Betrachtung des Haftwasseranteils durchgeführt wurde.

Bei der Abschätzung der Sickerwasserrate wurden beide Wertespannen, die der TRD und die des Haftwasseranteils, berücksichtigt, um die Unsicherheit darzustellen, die durch die Parameterschätzung entsteht. Die obere Grenze des Unsicherheitsintervalls für die Sickerwasserrate ergibt sich in Formel Nr. 2 durch die Differenz aus dem, mit der höchsten TRD ermittelten, höchsten volumetrischen Wassergehalt θ_{zi} und dem niedrigsten Haftwasseranteil θ_r (2 %). Die untere Grenze des Unsicherheitsintervalls ergibt sich durch die Differenz aus dem, mit der niedrigsten TRD ermittelten, niedrigsten volumetrischen Wassergehalt und dem höchsten Haftwasseranteil (3 %).

1.2.2.2 Chlorid-Massenbilanz

Im Roteichenbestand wurde eine Grundwassermessstelle errichtet, um die Ergebnisse der Markierungsversuche auf die Grundwasserstände zu beziehen. Bei dem Grundwassermessstellenbau bis 10 m Tiefe, wurden mit einem Handbohrer Sedimentproben in unterschiedlichen Tiefenintervallen (0,1 -1,1 m) genommen und in gasdichten Tüten eingeschweißt. An den Proben wurden Siebkornanalysen durchgeführt und verschiedene Parameter gemessen, darunter die Chloridkonzentration, der organische Kohlenstoffgehalt, die Kationenaustauschkapazität sowie $\delta^2\text{H}$ und $\delta^{18}\text{O}$ im Bodenwasser. Bei einer Grundwasserprobenahme wurde zusätzlich die Chloridkonzentration im Grundwasser bestimmt.

Die Chloridkonzentration im Bodenwasser und im Grundwasser kann zur Abschätzung der mittleren jährlichen Grundwasserneubildungsrate (GWN) verwendet werden, indem sie ins Verhältnis zum Chlorideintrag durch atmosphärische Deposition gesetzt wird. Diese Methode, die als Chlorid-Massenbilanz bezeichnet wird, schätzt die Grundwasserneubildung gemäß folgender Gleichung ab (Wood 1999):

$$GWN = \frac{P_{\text{Jahr}} * Cl_P}{Cl_s} \quad (\text{Nr. 7})$$

mit P_{Jahr} als durchschnittlicher Jahresniederschlag, Cl_P als durchschnittliche niederschlagsgewichtete Chloridkonzentration im Freilandniederschlag und Cl_s als Chloridkonzentration der Bodenlösung oder im Grundwasser. Der Niederschlag und dessen Chloridkonzentration wurde von der NW-FVA erfasst.

1.2.3 Arbeitspaket 3: Geophysikalisches Monitoring

1.2.3.1 Elektrische Widerstandstomographie (ERT)

Die elektrische Widerstandstomographie (ERT - Electrical Resistivity Tomography) wird vermehrt zur Untersuchung von Veränderungen des Wassergehalts im Wurzelbereich von Bäumen eingesetzt (Fan et al. 2015, Mares et al. 2016, Vanella et al. 2018). Eine wesentliche Qualität dieser Methode liegt in der flexiblen Anpassung der räumlichen und zeitlichen Auflösung an spezifische Forschungsfragen. Während bodenkundliche Messmethoden wie Tensiometer oder TRD-Geräte den Wassergehalt nur in unmittelbarer Nähe der Sensoren (im Zentimeterbereich) erfassen, besitzt die ERT das Potential diese Messungen zu skalieren und Änderungen der Bodenfeuchte dreidimensional zu erfassen. Neben dem Wassergehalt werden die gemessenen spezifischen elektrischen Widerstände von den Bodeneigenschaften als auch von der Durchwurzelung beeinflusst, was eine standortspezifische Untersuchung dieser Zusammenhänge notwendig macht (Dick et al., 2018; Ehosioke et al., 2020; Hartmann & Wilpert, 2013; Pawlik & Kasprzak, 2018). Der Einfluss des Wurzelsystems auf die ERT-Messungen wurde in Laborversuchen deutlich, in denen Fragestellungen zur Pflanzen-Wasserinteraktion untersucht wurden (Werban et al., 2008). Hierbei wurde ein erheblicher Einfluss der Wurzeln auf die Gültigkeit von Pedotransferfunktionen zur Abschätzung des Wassergehalts aus ERT-Messungen festgestellt. Bei der Betrachtung der ungesättigten Zone stellt die Heterogenität in Bezug auf Wassergehalt, Tongehalt, Bodenwasserspannung, Durchwurzelungsdichte, mikrobielle und viele weitere Parameter auf mm- bis m-Skalen ein großes Hindernis dar. Zahlreiche Artikel (Bruckner et al., 1999; Dick et al., 2018; Garré et al., 2013; Kucbel et al., 2011; Robinson et al., 2012) zeigen Anwendungsbeispiele auf und berichten über Strategien zum Umgang mit der Heterogenität. Ursache und Wirkung der Heterogenität ist Frage sieben der ungelösten Probleme der Hydrologie: „Warum ist der meiste Abfluss über mehrere Skalen hinweg bevorzugt und wie entwickelt sich ein solches Verhalten zusammen mit der kritischen Zone?“ (Blöschl et al., 2019).

In (Cimpoiaşu et al., 2020) wurde das Potenzial der ERT für die Überwachung des Wurzelbereichs zusammengefasst. Sie wiesen auf die Fähigkeit der elektrischen Widerstandstomographie zur kosteneffizienten Überwachung des Untergrunds und ihre Empfindlichkeit gegenüber hydraulischen Prozessen und dem Vorhandensein von Wurzeln hin. Als eines der wichtigsten Probleme, die bei der Anwendung der ERT zur Identifizierung der Wurzelarchitektur und der hydraulischen Prozesse in der Wurzelzone zu berücksichtigen sind, gilt die Nicht-Eindeutigkeit der Lösung des inversen Modells und die Wahl einer geeigneten Pedotransferfunktion zwischen den Bodeneigenschaften und den elektrischen Parametern.

Diese Beispiele machen deutlich, dass eine umfassendere Absicherung durch längere Messreihen und ein verbessertes Verständnis der beteiligten Prozesse notwendig ist, um die Auswirkung eines Baumartenwechsels auf die Grundwasserneubildungsmenge belastbarer quantifizieren zu können. Zu diesem Zweck wurden in diesem Projekt verschiedene Methoden verwendet und kombiniert. Zur Nachvollziehbarkeit der angewendeten Methoden und der daraus erzielten Ergebnisse, ist dieses Kapitel untergliedert in die Teilvorhaben und Arbeitspakete sowie in die jeweils verwendeten Methoden.

Im Rahmen des Arbeitspakets 3 wurde ein zeitlich hochaufgelöstes Monitoring mittels Gleichstromgeoelektrik (ERT) an den Standorten Kiefer-Klötze, Douglasie-Klötze, Buche-Solling und Roteiche-Lüneburger Heide durchgeführt. An allen Standorten wurden fest installierte Monitoring-Felder aufgebaut, die eine

dreidimensionale (3D) Abbildung der Verteilung des spezifischen elektrischen Widerstands im Untergrund in deren zeitlicher Entwicklung aufzeichnen. Die Zeiträume der Messungen sind in Tabelle 1.2.3-1 für alle Standorte dargestellt. Die Installation der Monitoring-Felder wurde genau mit den Xylem-Saftfluss Messungen aus Teilvorhaben 2 koordiniert, um parallele Messungen an mindestens einem Baum innerhalb des Monitoring-Feldes zu ermöglichen. An den Standorten Kiefer, Douglasie und Buche wurden nach der Installation basierend auf ersten Erkenntnissen über die Verteilung der spezifischen Widerstände im Untergrund, Flächen für die Markierungsversuche innerhalb der ERT Monitoring-Felder ausgewählt (siehe Abbildungen 2.1.3-1 und 2.1.3-3).

Tabelle 1.2.3-1: Messzeiten für das Geophysikalische Monitoring nach Baumarten.

Tabelle 1.2.6 1. Messzeiten für das Geophysikalische Monitoring nach Baumarten:													
	Januar	Februar	März	April	Mai	Juni	Juli	August	September	Oktober	November	Dezember	
2019-2021													
Gemeine Fichte-Solling	08.10.2019-29.08.2021												
2022													
Gemeine Kiefer (Klötze)										23.09.-15.12			
Douglasie (Klötze)													
Rotbuche (Solling)													
2023													
Gemeine Kiefer (Klötze)	12.01.-07.05.				23.05.-11.06.			22.08.-					
Douglasie (Klötze)								18.04.-					
Rotbuche (Solling)							09.06. - 22.08.						
2024													
Gemeine Kiefer (Klötze)	01.01.-19.02.												
Douglasie (Klötze)	01.01.-19.02.												
Rotbuche (Solling)			26.02.-25.06										
Roteiche (Ehrhorn)					16.04. - November								
Stieleiche (Ehrhorn)													

Für das Monitoring waren ursprünglich drei Geotom Multielektroden Geräte von Geolog2000 mit 6 Kanälen vorgesehen. Es war geplant eines dieser Geräte im Rahmen des Projektes zu beschaffen, konnte aber nicht geliefert werden. Als Ersatz wurde uns ein Leihgerät zur Verfügung gestellt. Das am Standort Kiefer installierte Gerät ist im Juli 2023 ausgefallen und konnte nicht ersetzt werden. Die Messungen in der Kiefer wurden daraufhin mit dem Gerät aus der Buche fortgesetzt. Nach dem Ende der Messungen wurde das am Standort Douglasie installierte Gerät (das Leihgerät) in die Buche versetzt. Nach zahlreichen Tests und sehr ausgiebiger Fehlersuche hat sich herausgestellt, dass dieses Gerät systematischen Fehlern unterliegt und den damit aufgezeichneten Daten nicht ohne weiteres vertraut werden kann. Aufgrund der verkürzten Projektlaufzeit wurde die Fehlersuche abgebrochen und die mit diesem Gerät aufgezeichneten Daten aus dem weiteren Auswertungsprozess ausgeschlossen.

Für den Aufbau und die Durchführung der Messungen wurde auf allen Monitoring Feldern im Wesentlichen die gleiche Konfiguration verwendet und leicht abgeändert, um sie den Gegebenheiten der jeweiligen Standorte anzupassen. An allen Standorten wurden 300 Edelstahlelektroden in zwölf Reihen mit jeweils 25 Elektroden installiert. Die Abstände zwischen den Elektroden liegen zwischen 0.5 - 1 m, wobei die Abstände im Bereich der zentralen Bäume herum gezielt enger gelegt wurden, um die Dynamiken im Wurzelraum in höherer Auflösung herausarbeiten zu können. Die Größe der Monitoring Felder liegt zwischen 17.5 x 6.5 m und 5.5 x 22 m, wie in der detaillierten Darstellung in Abbildung 3.1. a-e zu sehen ist. Der Einspeisestrom wurde aus Sicherheitsgründen auf 10 mA begrenzt. Um die Messdauer niedrig zu halten wurde in Richtung der Kabel mit einer Dipol-Dipol Konfiguration gemessen und diagonal dazu mit Gradient- und Schlumberger-Konfiguration. Die Messdauer liegt zwischen 30 - 60 min in Abhängigkeit von der Bodenfeuchte. Messungen erfolgen alle 6h (11:00, 17:00, 23:00, 05:00 UTC+1). Um das natürliche Signal während des gesamten Monitoring-Zeitraums nicht zu verfälschen wurde die Ankopplung an den Untergrund dokumentiert, aber keine oft üblichen Maßnahmen wie das Angießen der Elektroden vorgenommen.

Die Funktionsweise der Gleichstromgeoelektrik lässt sich vereinfacht durch das Anlegen eines Stroms an zwei Einspeiseelektroden A und B und dem Messen der Potentialdifferenz ΔV an zwei Ausgangselektroden M und N beschreiben. Durch die vereinfachte Beziehung

$$\rho_a = K \cdot \frac{\Delta V}{I} \quad \text{Nr. 8}$$

wird aus dem Verhältnis zwischen gemessener Potentialdifferenz ΔV und dem Einspeisestrom I ein scheinbar spezifischer elektrischer Widerstand ρ_a für den Untergrund abgeleitet, der einen mittleren Wert über das gemessene Raumvolumen gibt. Skaliert wird die Beziehung durch Geometriefaktor K , der von der Konfiguration der Elektroden A,B,M und N abhängig ist. Für eine detaillierte Beschreibung siehe zum Beispiel Binley & Slater (2020) und Berkold et al. (1997).

Aus dem scheinbar spezifischen Widerstand wird in einem Inversionsverfahren ein Modell der Verteilung des tatsächlichen spezifischen elektrischen Widerstandes. Inversion beschreibt die Umkehr einer physikalischen Beziehung und kommt in der Geophysik standardmäßig zur Anwendung.

Im Rahmen dieses Projektes wurde für die Inversion das Softwarepaket BERT2 verwendet, dessen technische Lösung auf den Arbeiten von Günther et al. (2006) und Rücker (2011) beruht und in seiner praktischen Anwendung in Günther und Rücker 2019 beschrieben wird. Die Berechnung des Modells erfolgt auf einem Grid aus unstrukturierten Tetraedern, wodurch die Modellierung beliebiger Geometrien in 3D möglich ist. Aus den scheinbaren spezifischen Widerständen ρ_a als Daten d werden mit einem generalisierten Gauß-Newton Ansatz die Resistivitäten ρ als Modellparameter m berechnet. Allgemein ausgedrückt wird eine Zielfunktion in der Form

$$||W_d(F(m) - d)|| + \lambda \cdot ||W_m(m - m_0)|| \rightarrow \min \quad \text{Nr. 9}$$

minimiert. Der linke Term repräsentiert den Missfit der Daten und der rechte Term die Modelvorgaben (Rücker et al., 2017). Der Glättungsfaktor λ modelliert die Glättung zwischen den unterschiedlichen Bereichen des Modells. Aus der Zielfunktion wird ersichtlich, dass im Rahmen unserer Arbeit die L1 Norm ausgewählt wurde aufgrund der Rauigkeit (roughness) der Messdaten.

Vor der Inversion wurden anhand von zwei Kriterien Ausreißer entfernt; Standardabweichung > 0.5 und Einspeisestrom > 1 mA. Aufgrund der sehr großen Anzahl an Einzelmessungen erfolgte im Rahmen des Projektes eine sehr pragmatische Abschätzung der Messunsicherheiten. Für alle Modelle wurde ein Gesamtfehler von 6% von ρ_a angenommen und in der Inversion implementiert. Eine Berechnung der L-curve (Rauigkeit gegen Daten Missfit) für einzelne Modelle ergab eine optimale Glättung (Smoothing) von $\lambda \approx 7$. Die Glättung wurde auf $\lambda = 10$ hoch gesetzt, da die resultierenden Modelle an der Oberfläche zu rau erschienen. Alle Messungen über das gesamte Feld liegen für die in der Tabelle 1.2.3-1 angegebenen Zeiten als 3D invertierte Modelle vor.

Die 3D-Modelle wurden in einem nachträglichen Bearbeitungsschritt in Tiefenschritten von 10 cm in einem Bereich von 50 cm volumetrisch gemittelt, um daraus gemittelte pseudo 1D-Profile zu erhalten. In einem weiteren Schritt wurden die Daten zu Zeitreihen zusammengesetzt, aus denen sich die zeitliche Dynamik für einzelne Tiefen beobachten lässt. Dieses Vorgehen wurde gewählt, um die Heterogenität innerhalb des Modells auszugleichen. Da sich die Auflösung der Methode höchstens im Bereich des halben Elektrodenabstandes befindet und nach unten hin abnimmt, gehen wir von einem vertretbaren Verlust der Auflösung aus.

Die Abschätzung von Wassergehalten aus den spezifischen elektrischen Widerständen der berechneten Modelle erfolgt mithilfe einer Pedotransfer-Funktion und beruht auf einer empirischen Beziehung zwischen den gemessenen Wassergehalten aus Bodensonden und den spezifischen elektrischen Widerständen. Diese Beziehung ist standortspezifisch und besitzt keine allgemeine Gültigkeit. Eine solche Beziehung wurde für die Standorte Kiefer-Klötze, Douglasie-Klötze und Buche-Solling gefunden und mit Hilfe der von (Shah & Singh, 2005) formulierten Generalisierten Archie-Gleichung (Generalized Archie's Law) angepasst. In diesem Ansatz findet der Tongehalt keine Berücksichtigung.

Aus Gründen der Konvention werden im Folgenden vornehmlich spezifische Widerstände verwendet, während in der Forstwissenschaft meist spezifische Leitfähigkeiten verwendet werden. Später im Bericht werden die relevanten Zahlen auch als Leitfähigkeiten aufgeführt. Die Generalisierte Archie-Gleichung wurde aus der sehr bekannten und häufig verwendeten von Archie 1942 beschriebenen empirischen Gleichung hergeleitet. Für ungesättigte poröse Medien werden über die sogenannte 2. Archie-Gleichung mit

$$\rho_t = a \cdot \rho_w \cdot \varphi^{-m} \cdot S_w^{-n} \quad \text{Nr. 10}$$

der Gesamtwiderstand eines Bodenvolumens ρ_t mit der Sättigung S_w und dem elektrischen Widerstand der Bodenlösung ρ_w in Beziehung gesetzt. Die Sättigung S_w wird durch den Sättigungs-Exponenten n skaliert und die Porosität φ durch den Zementationsfaktor m , der die Tortuosität und Interkonnektivität des Gefüges widerspiegelt. Die Beziehung wird durch den Proportionalitätsfaktor a skaliert. Durch Einfügen der Beziehung zwischen Sättigung S_w , dem volumetrischen Wassergehalt θ und der Porosität φ

$$S_w = \frac{\theta}{\varphi} \quad \text{Nr. 11}$$

erhalten wir die Formel

$$\rho_t = a \cdot \rho_w \cdot \varphi^{n-m} \cdot \theta^{-n} \quad \text{Nr. 12}$$

aus der ersichtlich wird, dass in dem Fall $m = n$ (siehe (Rinaldi & Cuestas, 2002) oder $n - m \rightarrow 0$, die Porosität φ zu vernachlässigen ist. Daraus ergibt sich die Formulierung des Generalisierten Archie-Gesetzes

$$\rho_t = a \cdot \rho_w \cdot \theta^{-b} \quad \text{Nr. 13}$$

mit nur einem Exponenten, der im Folgenden als b bezeichnet wird. In diesem Ansatz werden die Bodeneigenschaften nicht einzeln aufgeschlüsselt mittels Messdaten in die Umrechnung eingebracht, sondern insgesamt anhand von zwei Parametern abgeschätzt, die zusammen die Bodeneigenschaften abbilden. Die Abschätzung des volumetrischen Wassergehalts wird dementsprechend mit der Formel

$$\theta = \sqrt[3]{a \cdot \frac{\rho_w}{\rho_t}} \quad \text{Nr. 14}$$

vorgenommen. Nach diesem Ansatz ist nur noch die aus den geoelektrischen Messungen resultierende Messgröße ρ_t (Gesamtwiderstand des Bodenvolumens) und der durch Messungen zu bestimmende spezifische Widerstand der Bodenlösung ρ_w als Eingangsdaten von Bedeutung. Die beiden Parameter a und b werden im Folgenden durch die Anpassung der Beziehung zwischen dem spezifischen elektrischen Widerstand und den Wassergehaltsmessungen der installierten TRD-Bodensonden für die vorliegenden Tiefen abgeschätzt. Die TRD-Sonden wurden auf dem jeweils gleichen Standort installiert, sind aber alle außerhalb des ERT-Monitoring Feldes lokalisiert.

Die Abschätzung der volumetrischen Wassergehalte aus den ERT Messungen wurde von uns im Wesentlichen in drei Schritten vollzogen. Am Standort Kiefer-Klötze mit der längsten in diesem Projekt aufgezeichneten Messreihe wurden alle Schritte zunächst getestet und anschließend soweit möglich auf die anderen Standorte angewendet. Für jeden Standort wurde eine separate Parametrisierung vorgenommen, da für die Parameter keine Allgemeingültigkeit besteht. Im Detail umfassen die Schritte:

1. Die Parametrisierung der Generalisierten Archie-Funktion durch Anpassung der Beziehung zwischen den ERT Daten und den Messungen der TRD-Sonden für die jeweiligen Tiefen der Bodensonden. Das umschließt die
 - a. Abschätzung der Widerstände der Porenlösung aus den verfügbaren Messdaten, Ableiten eines tiefenabhängigen Modells.
 - b. Finden von geeigneten a und b , um die Beziehung zwischen TRD-Messungen und spezifischen elektrischen Widerständen an einem Punkt durch die Generalisierte Archie-Gleichung anzupassen.
 - c. Einsetzen der Parameter R_w , a und b in die Generalisierte Archie-Gleichung (Gleichung Nr. 14).
2. Anwenden der parametrisierten Gleichung, um den zeitlichen Verlauf aus den ERT Messungen mit den Ganglinien der Bodensonden zu vergleichen.
3. Anwenden der parametrisierten Gleichung auf die spezifischen elektrischen Widerstände eines ERT-pseudo-1D-Profiles, Vergleich mit den Messungen volumetrischer Wassergehalte an Bodenproben von der gleichen Position und Zeit.
 - a. Bei gestörten Proben entweder Messen der Trockenrohdichte im Labor oder Erstellen eines gemittelten Profils aus Messungen an dem Standort.

Am Standort Kiefer wurden alle Schritte mit zufriedenstellender Übereinstimmung durchgeführt. An den Standorten Roteiche und Buche wurden bisher die Schritte 2 und 3 durchgeführt, da die Vergleichsdaten nicht vorhanden sind. Für die Roteiche wurden am 08.10.2024 drei Bodenprofile mit dem Bohrhämmer an ausgewählten Positionen genommen und Messungen der gravimetrischen Wassergehalte durchgeführt. Der Vergleich der Abschätzungen aus der ERT und der Bodenproben wurde ebenfalls durchgeführt, aber mit geringerer Übereinstimmung als am Kiefernstandort.

Um einen Zusammenhang zwischen der Verteilung der spezifischen elektrischen Widerstände und der Wurzelverteilung zu untersuchen wurde die zeitliche Dynamik und Heterogenität der 1D-Profile über das gesamte Monitoring-Feld des Kiefernstandortes betrachtet. Systematische Unterschiede zwischen Positionen, die fern von den Bäumen lagen und den Bereichen direkt unter den Bäumen konnten identifiziert werden und wurden hinzugezogen, um drei Positionen für eine gezielte Probenahme zu bestimmen. Die Probenahme erfolgte am 28.11.2023 durch die NW-FVA in Teilvorhaben 2 an den in Abbildung 2.2.3-1 gekennzeichneten Punkten mit Stechzylindern. Durch die NW-FVA wurden im Labor die Wurzeldichten, Trockenrohdichte und volumetrischer Wassergehalt gemessen. An denselben Proben wurde durch die BGR mittels Siebkornanalyse die Korngrößenverteilung ermittelt (siehe Abbildung 5).

1.2.4 Arbeitspaket 4: Fernerkundliches Monitoring

Begleitend zu den geophysikalischen Arbeiten wurden fernerkundliche Methoden zur Erfassung der Vitalität der Baumbestände durchgeführt. Zur Beobachtung der bewaldeten Untersuchungsgebiete wurde eine Hyperspektraldrohne, eine Thermalinfrarotdrohne und eine RGB-Drohne eingesetzt. Die Systeme wurden in dem Gebiet Klötze über dem Douglasien- und dem Kiefernbestand genutzt, Mittels der Hyperspektralfernerkundung wurden der NDVI, der EVI und LAI als Indikator für die Vitalität abgeleitet. Die Thermaldaten sollten zur Ableitung von Temperaturinformationen in den Waldbeständen genutzt werden, um eine weitere Informationsebene zur indirekten Ableitung von Transpirationsleistungen in der Fläche gegenüber der Information einzelner Bäume im Bestand zu liefern. Die RGB-Daten wurden genutzt um ein Oberflächenmodell der beflogenen Abschnitte abzuleiten.

Aufgrund technischer Probleme im Betrieb der Drohnen, insbesondere der lange Ausfall der Hyperspektraldrohne, konnten nicht alle geplanten Test-Sites des Projektes beflogen werden. Zusätzlich

konnten keine Flüge in der vegetationsfreien Phase geflogen werden. Dies war auf schlechtes Wetter an den möglichen Flugtagen innerhalb des knappen Zeitfensters, in dem der Sonnenstand eine Höhe erreicht, der eine Aufzeichnung von erfolgreichen Daten ermöglicht und dem Beginn mit der Vegetationsphase, zurückzuführen. Bewölkung, Regen und starke Winde ließen keine Befliegungen zu. Durch diese Einschränkungen war ein fernerkundliches Monitoring nicht möglich. Dennoch wurden die erhobenen Daten zur Demonstration des Potentials von UAV-gestützten Daten prozessiert und ausgewertet. Die Ergebnisse werden im Folgenden dargestellt. Eine Interpretation über die Veränderung der Vitalität der fernerkundlich untersuchten Baumbestände wurde nicht durchgeführt, da es sich dabei um eine Momentdarstellung handelt und keine Zeitreihe zur Verfügung stand.

1.2.4.1 Datenerhebung

Die fernerkundliche Datenaufzeichnung erfolgte am 14.07.2022 für die Douglasie und die Kiefer im Gebiet Klötze. Die geplanten Befliegungen der anderen Standorte im Jahr 2023 und 2024 konnten, wie zuvor, aufgrund schlechter Wetterbedingungen und dem Ausfall der Hyperspektralrohne, nicht erfolgen.

Das Aufnahmesystem der Hyperspektralrohne besteht aus einer Drohne mit einem Gesamtgewicht von 25 kg inklusive Hyperspektralsensorik als Payload. Die Aufnahme der Hyperspektraldaten erfolgte mit einem HySpex Mjolnir VS-620 Sensorsystem. Das System besteht aus zwei bildgebenden Zeilenspektrometern. Mit dem ersten Spektrometer wird das Spektrum des sichtbaren Lichts und des nahen Infrarots (VNIR) im Wellenlängenbereich von 400-1000 nm aufgezeichnet. Das zweite Spektrometer zeichnet das kurzwellige Infrarot (SWIR) von 1000 - 2500 nm auf. Die Flughöhe betrug während der Aufzeichnung 120 m AGL (Above Ground Level). Um das Gebiet lückenlos abzubilden wurde eine Überlappung von 30% zwischen den Flugstreifen gewählt. Die Bodenauflösung eines Pixels beträgt 8 cm. Bei einer Baumkronenhöhe von ca. 25 m führt dies zu einer Pixelgröße von 5.4 cm. Jedes Gebiet wurde mit einer Fläche von ca. 120 x 80 m in 9 Flugstreifen für die Douglasie und 7 Streifen für die Kiefer abgedeckt. Vor jedem Flug wurde ein sogenannter Alignmentflug durchgeführt, um die Genauigkeit für die Georeferenzierung zu verbessern. Dieser Flug diente zusätzlich als Kalibrationsflug, indem drei Reflexionsstandards von 100 x 100 cm überflogen wurden. Diese Standards sind kalibrierte 100 %, 50 %, und 5 % diffus-reflektierende Referenzplatten, die zur Korrektur und Normierung der Hyperspektraldaten verwendet werden.

Die Thermaldaten wurden mit einer DJI Matrice 200 v2 und einer Zenmuse XT2 FLIR Kamera erhoben. Der FLIR-Sensor ist ein ungekühltes radiometrisch kalibriertes Full Frame VOx Microbolometer mit 640 x 512 Pixeln. Bei einer Flughöhe von 75 m wurde eine Pixelgröße von 4 cm erreicht. Die Thermalbefliegung wurde mit einer Bildüberlappung von 90% durchgeführt. Damit wurde sichergestellt, dass bei der Datenprozessierung die zentralen homogenen Bildbereiche für das finale Bildmosaik genutzt werden konnten und somit ein homogenes Thermaldatenmosaik berechnet werden konnte. Insgesamt wurde das Mosaik aus 150 Einzelbildern erzeugt.

Die RGB-Daten wurden mit einer DJI Phantom 4 RTK Drohne aufgezeichnet. In einer Flughöhe von 75 m wurden 98 Bilder mit einer Pixelauflösung von 1.2 cm aufgezeichnet. Aus den RGB-Daten wurden anschließend photogrammetrisch jeweils ein digitales Oberflächenmodell, eine RGB-Punktwolke und eine RGB-Mosaik berechnet.

1.2.4.2 Vorprozessierung

Bevor die Hyperspektraldaten fachlich ausgewertet werden können, müssen die Rohdaten in „ready to use“ Daten prozessiert werden. Dies erfolgt pro Flugstreifen und beinhaltet folgende Schritte:

1. Radiometrische Kalibrierung – Umwandlung der reinen Grauwerte in physikalische Messwerte
2. Georeferenzierung – Zuordnung von Geokoordinaten für jeden Pixel
3. Atmosphärische Korrektur – Eliminierung von atmosphärischen Einflüssen durch atmosphärische Gase (z.B. Wasserdampf, O₂, CO₂) und Transformation von Radiancedaten in Oberflächenreflektanzdaten.
4. Orthorektifizierung – Korrektur von räumlich verzerrten Pixeln infolge der Messgeometrie, Topografie und Bewegungen (Rollen, Nicken und Gieren) des Sensors während des Fluges
5. Mosaikierung der einzelnen Flugstreifen – verschneiden aller Flugstreifen in einen Datensatz, der das beflogene Gebiet abdeckt.
6. Maskierung – Ausblenden unerwünschter Pixel, die das Analyseergebnis verfälschen können.

Die Schritte 1 - 5 erfolgen in einer Prozessierungskette, die speziell für das BGR-System erstellt worden ist und basiert auf den Softwareprodukten PARGE und DROACOR. Diese Schritte laufen parametrisch basiert automatisch ab. Der 6. Schritt wird manuell durchgeführt. Dabei werden Bereiche innerhalb des Bilddatensatzes klassifiziert, die nicht zu den Baumkronen gehören und umfasst Schlagschatten- und Bodenbereiche sowie „defekte“ Pixel, die keine fachlich sinnvollen Daten enthalten. Dazu wurden „regions of interest“ (ROIs) definiert, die die zu maskierenden Bereiche beschreiben. Anschließend wurde diese Information mit der überwachten Klassifizierungsmethode Mahalanobis Distance klassifiziert. Das Klassifizierungsergebnis wird anschließend in eine Maske umgewandelt, bei der alle klassifizierten Pixel bei der weiteren Analyse der Bilddaten ausgelassen werden. Final steht nach der Vorprozessierung ein

Reflektanzdatensatz für die fachliche Auswertung zur Verfügung (Abb. 1.2.4-1).

Die Prozesse der Vorprozessierung der Thermal- und RGB-Daten ist wesentlich kürzer. Die einzelnen Bilder bedürfen keiner gezielten Vorverarbeitung. In beiden Systemen werden die einzelnen Bilder direkt im TIF-Format inklusive Geokodierung abgespeichert. Die Thermaldaten werden zusätzlich radiometrisch kalibriert, sodass Temperaturinformationen aus den einzelnen Pixeln abgeleitet werden können. Für beide Systeme werden die Einzelbilder exportiert. Anschließend werden die Einzelbilder in die Standardsoftware Pix4D importiert und dort zu Orthomosaiken, digitalen Oberflächenmodellen (DSM) und RGB-Punktwolken umgerechnet und zur Verfügung gestellt (Abb.: 1.2.4-2 und 4-3).

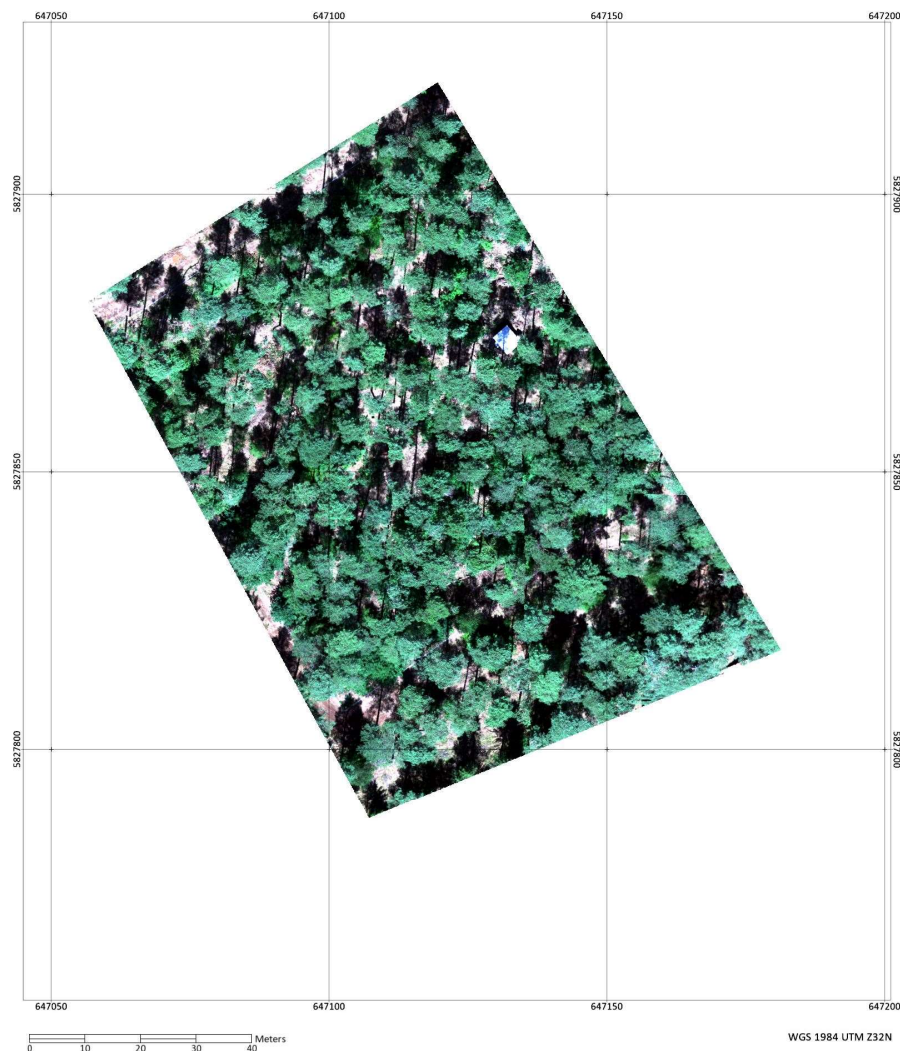


Abbildung 1.2.4-1: Hyperspektraldaten Kiefer in Klötze als Echtfarbdarstellung

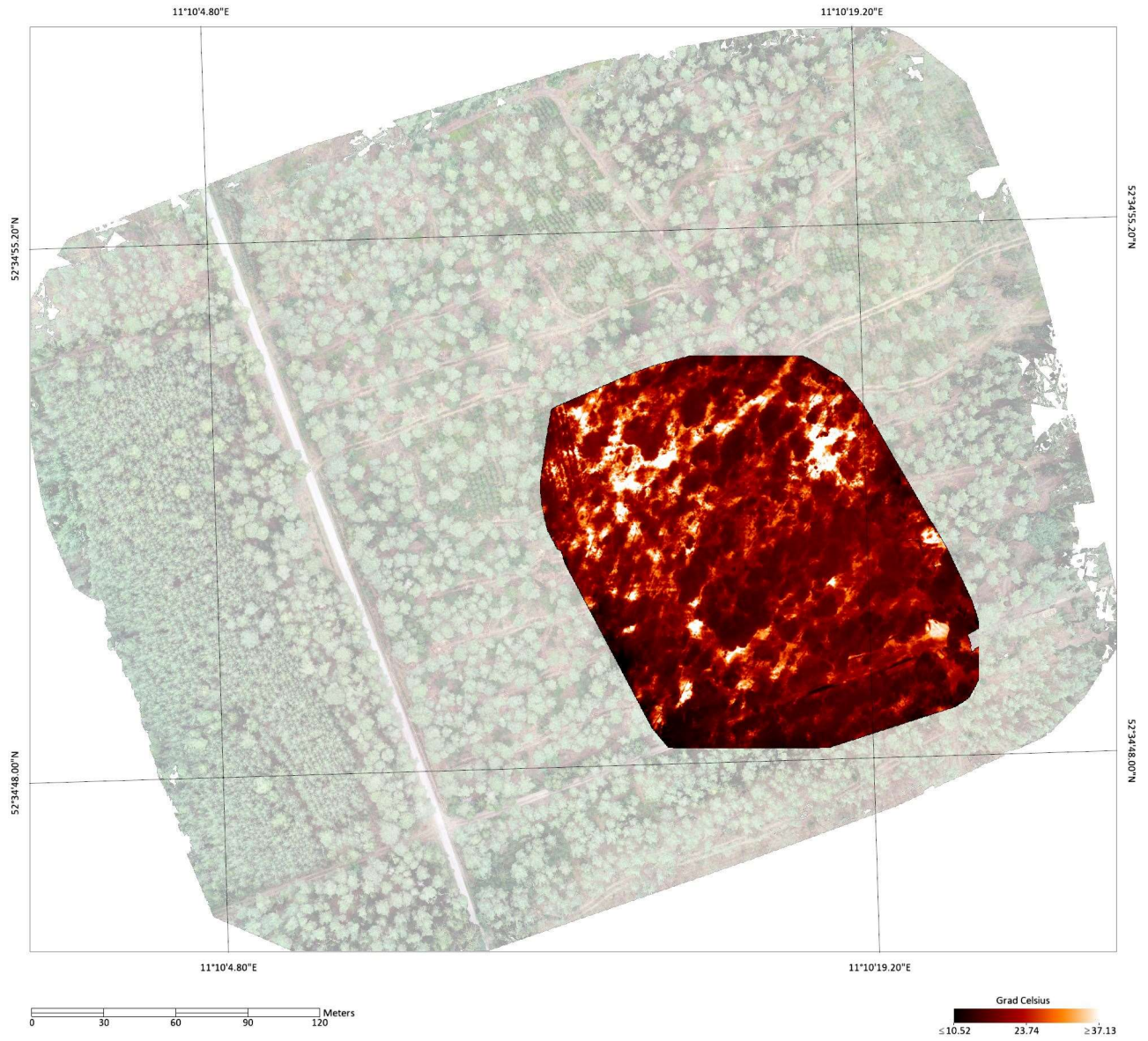


Abbildung 1.2.4-2: Thermalbild der Kiefer überlagert auf dem RGB-Mosaik, 22.03.2022.

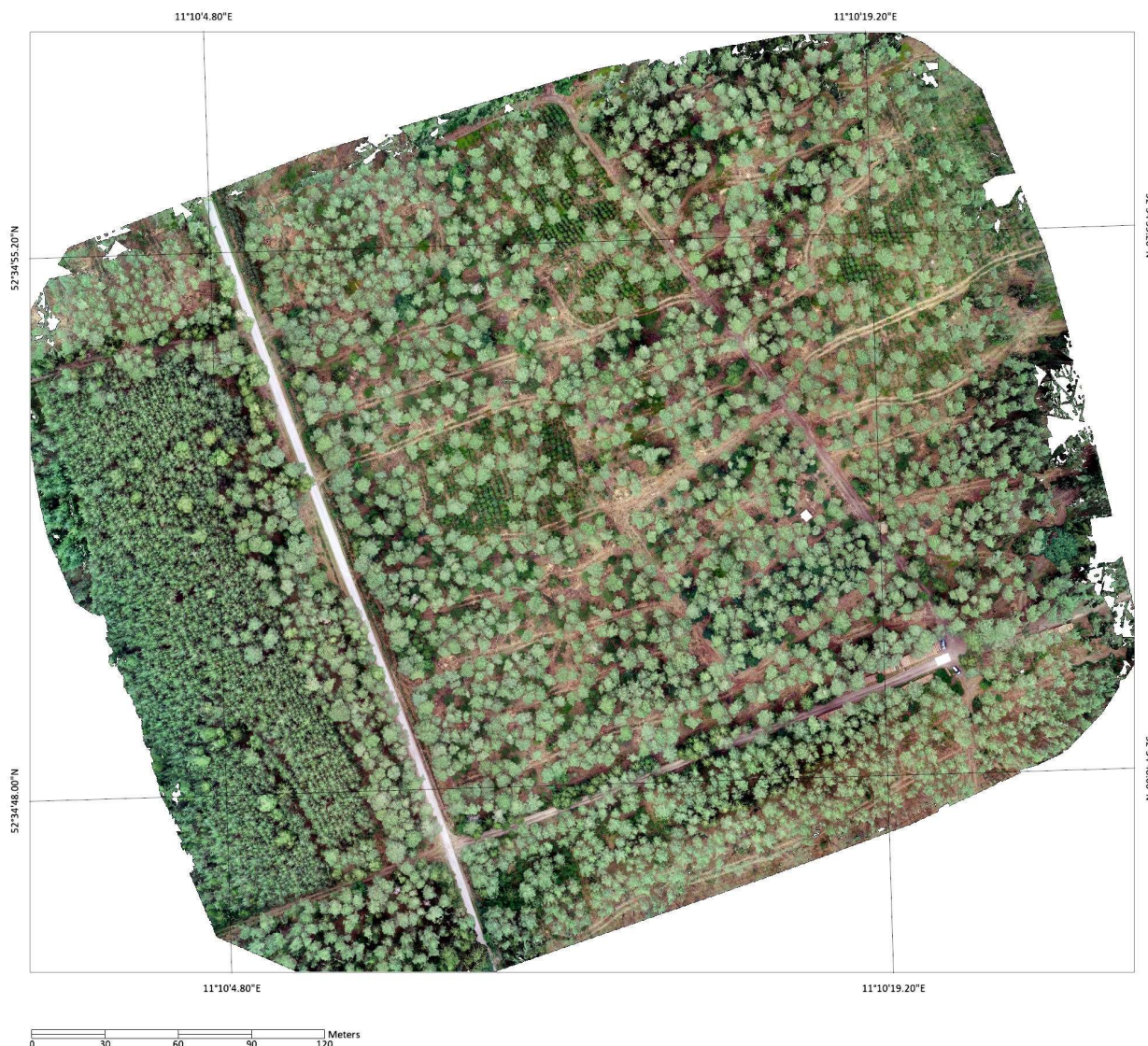


Abbildung 1.2.4-3: RGB-Echtfarborthomosaik: Kiefer, Klötze 22.03.2022

1.2.4.3 Datenanalyse

Die Hyperspektraldaten wurden mithilfe vegetationspezifischer spektraler Indizes, zur Abschätzung der Vitalität der Vegetation, ausgewertet. Spektrale Indizes sind eine mathematische Kombination bestimmter spektraler Bänder (Jones et al., 2010). Die meisten Vegetationsindizes (VI) implementieren das Red-edge, also den Übergang vom roten Licht in das nahe Infrarot (Eismann, 2012) (Abb. 1.2.4-4). Je ausgeprägter der Red-edge ist, desto vitaler ist die Pflanze.

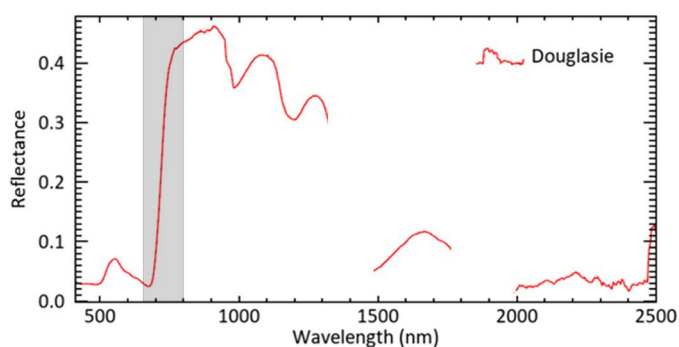


Abbildung 1.2.4-4: Red-Edge (grau unterlegt) im Vegetationsspektrum – im Wellenlängenbereich von 660 – 810 nm

Insgesamt wurden drei Vegetation-Indizes angewendet. Der erste ist der **Normalized Difference Vegetation Index** (NDVI) (Rouse et al., 1974). Er dient als Erhebungsmethode zur Zustandsbeurteilung einer bepflanzten Nutzfläche und ermöglicht damit die Bestimmung von Pflanzenstressarealen. Der Reflexionsgrad einer Pflanze ist vom Chlorophyllgehalt und von der Blattstruktur abhängig. Je vitaler die Pflanze, desto höher ist ihr Chlorophyllgehalt und damit die reflektierte Infrarotstrahlung (Wellenlänge 800 bis 1300 nm) und somit auch

der Indexwert (Thiel, 2018).

$$NDVI = (NIR - Red) / (NIR + Red) \quad (\text{Rouse et al., 1974})$$

Nr. 15

Zusätzlich wird der NDVI auch als Methode genutzt, um freien Boden von vegetationsbedecktem Boden zu unterscheiden. Ist der NDVI größer 0,6 handelt es sich um reine Vegetation. Niedrige Werte, um die 0,1, stehen für Flächen frei von Vegetation (Gandhi et al., 2015).

Zusätzlich zum NDVI wurde der **Enhanced Vegetation Index** (EVI) angewendet (Huete et al., 2002). Der Index ermöglicht die Reduzierung von atmosphärischen Störungen, indem das blaue Licht mit in die Berechnung einbezogen wird. Blaues Licht ist weniger anfällig für Streuungen durch Aerosole (Jones et al., 2010). Zudem werden Bereiche mit großem Biomasseanteil hervorgehoben, indem das Vegetationsmonitoring durch Entkopplung der Hintergrundsignale verbessert wird, da die Reflexion der Vegetation durch Streuungen zwischen den Schichten des Blätterdachs beeinflusst ist (Eismann, 2012; Huete et al., 2002). Es werden somit auch die Einflüsse von Stämmen und Ästen auf die Berechnung minimiert.

$$EVI = 2.5 * (NIR - Red) / (NIR + 6 * Red - 7.5 * Blue + 1) \quad (\text{Huete et al., 2002})$$

Nr. 16

Als letzter Vegetationsparameter wurde der **Leaf Area Index** (LAI) eingesetzt. Der Blattflächenindex beschreibt das Verhältnis der gesamten einseitigen Blattfläche pro Bodenoberflächeneinheit (Chen & Black, 1992). Mit Hilfe des LAIs können zum Beispiel Aussagen zur photosynthetischen Aktivität der Vegetation getroffen werden oder auch unterschiedliche Vegetationstypen, z.B. in einem Mischwald, identifiziert werden (Siegmann et al., 2012).

$$LAI = (3.618 * EVI - 0.118) \quad (\text{Boegh et al., 2002})$$

Nr. 17

1.2.5 Literaturverzeichnis

Ahrends, B., Meesenburg, H., Döring, C., & Jansen, M. (2010). A spatio-temporal modelling approach for assessment of management effects in forest catchments. In *Status and Perspectives of Hydrology in Small Basins* (Bd. 336, S. 32–37). IAHS.

Archie, G. E. (1942). The Electrical Resistivity Log as an Aid in Determining Some Reservoir Characteristics. *Transactions of the AIME*, 146(01), 54–62. <https://doi.org/10.2118/942054-G>

Armbruster, M., Seegert, J., & Feger, K.-H. (2004). Effects of changes in tree species composition on water flow dynamics – Model applications and their limitations. *Plant and Soil*, 264(1), 13–24. <https://doi.org/10.1023/B:PLSO.0000047716.45245.23>

Barrett, D. J., Hatton, T. J., Ash, J. E., & Ball, M. C. (1995). Evaluation of the heat pulse velocity technique for measurement of sap flow in rainforest and eucalypt forest species of south-eastern Australia. *Plant, Cell & Environment*, 18(4), 463–469. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.1995.tb00381.x>

Benecke, P. (1984). *Der Wasserumsatz eines Buchen- und eines Fichtenwaldökosystems im Hochsolling—Deutsche Digitale Bibliothek* (Bd. 77). <https://www.deutsche-digitale-bibliothek.de/item/2BGOOKOP6TCJ55OI6HI2O33NXQTH22OV>

Berkthold, A., Büttgenbach, T., Greinwald, S., Illich, B., Jacobs, F., Kolodziey, A. W., Lange, G., Maurer, H.-M., Prácser, E., Pfeifer, B., Pretzschner, C., Radic, T., Schaumann, G., Rezessy, G., Sebulke, J., Seidel, K., Szabadvary, L., Vértessy, L., Vogt, R., ... Wolff, U. (1997). Geoelektrik. In K. Knödel, H. Krummel, & G. Lange (Hrsg.), *Geophysik* (S. 65–367). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-662-07723-8_5

Binley, A., & Slater, L. (2020). *Resistivity and Induced Polarization: Theory and Applications to the Near-Surface Earth*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781108685955>

Blöschl, G., Bierkens, M. F. P., Chambel, A., Cudennec, C., Destouni, G., Fiori, A., Kirchner, J. W., McDonnell, J. J., Savenije, H. H. G., Sivapalan, M., Stumpp, C., Toth, E., Volpi, E., Carr, G., Lupton, C., Salinas, J., Széles, B., Viglione, A., Aksoy, H., ... Zhang, Y. (2019). Twenty-three unsolved problems in hydrology (UPH) – a community perspective. *Hydrological Sciences Journal*, 64(10), 1141–1158. <https://doi.org/10.1080/02626667.2019.1620507>

BMEL, (Hrg.). (2016). *Forstliches Umweltmonitoring in Deutschland*. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft. https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/_Wald/ForstlichesUmweltmonitoring.pdf?__blob=publicationFile&v=5

- Böckmann, T., Hansen, J., Hauskeller-Bullerjahn, K., Jansen, T., Nagel, J., Nagel, R., Overbeck, M., Pampe, A., Petereit-Bitter, A., Schmidt, M., Schröder, M., Schulz, C., Spellmann, H., Stüber, V., Sutmöller, J., & Wollborn, P. (2019). *Klimaangepasste Baumartenwahl in den Niedersächsischen Landesforsten* (61; aus dem Walde - Schriftenreihe Waldentwicklung in Niedersachsen, S. 173). NW-FVA / Niedersächsische Landesforsten.
- Boegh, E., Soegaard, H., Broge, N., Hasager, C. B., Jensen, N. O., Schelde, K., & Thomsen, A. (2002). Airborne multispectral data for quantifying leaf area index, nitrogen concentration, and photosynthetic efficiency in agriculture. *Remote Sensing of Environment*, 81(2), 179–193. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(01\)00342-X](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(01)00342-X)
- Brechtel, H. M. (1973). Ein methodischer Beitrag zur Quantifizierung des Einflusses von Waldbeständen verschiedener Baumarten und Altersklassen auf die Grundwasserneubildung in der Rhein-Main-Ebene. *Zeitschrift der Deutschen Geologischen Gesellschaft*, 593–605. <https://doi.org/10.1127/zdgg/124/1973/593>
- Bruckner, A., Kandeler, E., & Kampichler, C. (1999). Plot-scale spatial patterns of soil water content, pH, substrate-induced respiration and N mineralization in a temperate coniferous forest. *Geoderma*, 93(3), 207–223. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(99\)00059-2](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(99)00059-2)
- Bugmann, H. (1994). *On the ecology of mountainous forests in a changing climate: A simulation study* [Doctoral Thesis, ETH Zurich]. <https://doi.org/10.3929/ethz-a-000946508>
- Burgess, S., Adams, M., Turner, N., Beverly, C., Ong, C., Khan, A., & Bleby, T. (2001). An improved heat pulse method to measure low and reverse rates of sap flow in woody plants. *Tree Physiology*, 21, 589–598. <https://doi.org/10.1093/treephys/21.9.589>
- Busch, K. F., & Luckner, L. (1974). *Geohydraulik*. Enke.
- Carlyle-Moses, Darryl. E., Lishman, Chad. E., & McKee, Adam. J. (2014). A preliminary evaluation of throughfall sampling techniques in a mature coniferous forest. *Journal of Forestry Research*, 25(2), 407–413. <https://doi.org/10.1007/s11676-014-0468-8>
- Cavender-Bares, J., Gamon, J. A., & Townsend, P. A. (Hrsg.). (2020). *Remote Sensing of Plant Biodiversity*. Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-33157-3>
- Čermák, J., Deml, M., & Penka, M. (1973). A new method of sap flow rate determination in trees. *Biologia Plantarum*, 15(3), 171–178. <https://doi.org/10.1007/BF02922390>
- Chen, J. M., & Black, T. A. (1992). Defining leaf area index for non-flat leaves. *Plant, Cell & Environment*, 15(4), 421–429. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.1992.tb00992.x>
- Chen, J. M., & Cihlar, J. (1995). Plant canopy gap-size analysis theory for improving optical measurements of leaf-area index. *Applied Optics*, 34(27), 6211. <https://doi.org/10.1364/AO.34.006211>
- Chen, J. M., Govind, A., Sonnentag, O., Zhang, Y., Barr, A., & Amiro, B. (2006). Leaf area index measurements at Fluxnet-Canada forest sites. *Agricultural and Forest Meteorology*, 140(1), 257–268. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2006.08.005>
- Chesnaux, R., & Stumpp, C. (2018). Advantages and challenges of using soil water isotopes to assess groundwater recharge dominated by snowmelt at a field study located in Canada. *Hydrological Sciences Journal*, 63(5), 679–695. <https://doi.org/10.1080/02626667.2018.1442577>
- Choudhury, B. J., & DiGirolamo, N. E. (1998). A biophysical process-based estimate of global land surface evaporation using satellite and ancillary data I. Model description and comparison with observations. *Journal of Hydrology*, 205(3), 164–185. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(97\)00147-9](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(97)00147-9)
- Cienciala, E., Černý, M., Tatarinov, F., Apltauer, J., & Exnerová, Z. (2006). Biomass functions applicable to Scots pine. *Trees*, 20, 483–495. <https://doi.org/10.1007/s00468-006-0064-4>
- Cimpoiașu, M. O., Kuras, O., Pridmore, T., & Mooney, S. J. (2020). Potential of geoelectrical methods to monitor root zone processes and structure: A review. *Geoderma*, 365, 114232. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114232>
- Clarke, N., Zlindra, D., Ulrich, E., Mosello, R., Derome, J., König, N., Geppert, F., Lövblad, G., Draaijers, G., Hansen, K., Thimonier, A., Waldner, P., & Verstraeten, A. (2022). Part XIV: Sampling and Analysis of Deposition, Version 2022-1. In *UNECE ICP Forests Programme Co-ordinating Centre (Hrg.): Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests*. Thuenen Institute of Forest Ecosystems. <http://icp-forests.net/page/icp-forests-manual>
- Dick, J., Tetzlaff, D., Bradford, J., & Soulsby, C. (2018). Using repeat electrical resistivity surveys to assess heterogeneity in soil moisture dynamics under contrasting vegetation types. *Journal of Hydrology*, 559, 684–697. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.02.062>

- Do, F., & Rocheteau, A. (2002). Influence of natural temperature gradients on measurements of xylem sap flow with thermal dissipation probes. 1. Field observations and possible remedies. *Tree Physiology*, 22(9), 641–648. <https://doi.org/10.1093/treephys/22.9.641>
- Duijnisveld, W. H. M., Pilevski, J., & Klump, G. (2001). *Qualität und Quantität der Grundwasserneubildung in Abhängigkeit von Bestandesaufbau und Boden—Modelluntersuchungen im Fuhrberger Feld und angrenzenden Gebieten* (S. 24) [Ergänzungsbericht: Bodenwasserhaushalt und Grundwasserneubildung]. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe.
- DVWK. (1986). *Ermittlung des Interzeptionsverlustes bei Regen* (211; DVWK-Merkblatt, S. 11).
- Eckelmann, W., Sponagel, H., Grottenthaler, W., Hartmann, K.-J., Hartwich, R., Janetzko, P., Joisten, H., Kühn, D., Sabel, K.-J., & Traidl, R. (2005). *Bodenkundliche Kartieranleitung. KA5*. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. <https://www.schweizerbart.de/publications/detail/isbn/9783510959204>
- Ehosioko, S., Nguyen, F., Rao, S., Kremer, T., Placencia-Gomez, E., Huisman, J. A., Kemna, A., Javaux, M., & Garré, S. (2020). Sensing the electrical properties of roots: A review. *Vadose Zone Journal*, 19(1), e20082. <https://doi.org/10.1002/vzj2.20082>
- Eismann, M. T. (2012). *Hyperspectral Remote Sensing*. SPIE. <https://doi.org/10.1117/3.899758>
- Fleck, S., Ahrends, B., Suttmöller, J., Albert, M., Evers, J., & Meesenburg, H. (2017). Is Biomass Accumulation in Forests an Option to Prevent Climate Change Induced Increases in Nitrate Concentrations in the North German Lowland? *Forests*, 8(6), Article 6. <https://doi.org/10.3390/f8060219>
- Fleck, S., Ahrends, B., Weis, W., Falk, W., Habel, R., & Meesenburg, H. (2023). Evaluierung einer baumartspezifischen Parameterauswahl für Brook90 mit Xylemsaftflussmessungen. In *Standortsfaktor Wasserhaushalt im Klimawandel (WHH-KW)* (Bd. xxx).
- Fleck, S., Raspe, S., Cater, M., Schleppi, P., Ukonmaanaho, L., Greve, M., Hertel, C., Weis, W., Rumpf, S., Thimonier, A., Chianucci, F., & Beckschäfer, P. (2020). Part XVII: Canopy Leaf Area. In *UNECE ICP Forests Programme Co-ordinating Centre (ed.): Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests* (S. 37). Thuenen Institute of Forest Ecosystems. <http://www.icp-forests.org/manual.htm>
- Flo Sierra, V. (2021). Global ecological drivers of transpiration regulation in trees [Ph.D. Thesis, Universitat Autònoma de Barcelona]. In *TDX (Tesis Doctorals en Xarxa)*. <http://www.tdx.cat/handle/10803/671909>
- Forrester, D. I., Tachauer, I. H. H., Annighoefer, P., Barbeito, I., Pretzsch, H., Ruiz-Peinado, R., Stark, H., Vacchiano, G., Zlatanov, T., Chakraborty, T., Saha, S., & Sileshi, G. W. (2017). Generalized biomass and leaf area allometric equations for European tree species incorporating stand structure, tree age and climate. *Forest Ecology and Management*, 396, 160–175. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.04.011>
- Forster, M. A. (2014). How significant is nocturnal sapflow? *Tree Physiology*, 34(014), 757–765.
- Fortmann, H., König, N., Ahrends, B., Meesenburg, H., Scheler, B., & Sennhenn-Reulen, H. (2022). *Monitoring des Zustands von Waldböden in Hessen, Niedersachsen, Sachsen-Anhalt und Schleswig-Holstein von 1966 bis 2021 (Teil 1)* (Version 1.1). Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.7327088>
- Galoux, A., Benecke, P., Gietl, G., Hager, H., Kayser, C., Kiese, O., Knoerr, K., Murphy, C., Schnock, G., & Sinclair, T. (1981). Radiation, heat, water and carbon dioxide balances. In D. Reichle (Hrsg.), *Dynamic Properties of Forest Ecosystems* (S. 87–204). Cambridge University Press.
- Gandhi, G. M., Parthiban, S., Thummalu, N., & Christy, A. (2015). Ndvi: Vegetation Change Detection Using Remote Sensing and Gis – A Case Study of Vellore District. *Procedia Computer Science*, 57, 1199–1210. <https://doi.org/10.1016/j.procs.2015.07.415>
- Garling, F., & Dittrich, J. (1979). *Gesteinsbemusterung*. Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie.
- Garré, S., Coteur, I., Wonglecharoen, C., Hussain, K., Omsunrarn, W., Kongkaew, T., Hilger, T., Diels, J., & Vanderborght, J. (2013). Can We Use Electrical Resistivity Tomography to Measure Root Zone Dynamics in Fields with Multiple Crops? *Procedia Environmental Sciences*, 19, 403–410. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2013.06.046>
- Gebauer, T., Horna, V., & Leuschner, C. (2008). Variability in radial sap flux density patterns and sapwood area among seven co-occurring temperate broad-leaved tree species. *Tree Physiology*, 28(12), 1821–1830. <https://doi.org/10.1093/treephys/28.12.1821>
- Granier, A. (1985). Une nouvelle méthode pour la mesure du flux de sève brute dans le tronc des arbres. *Annales des Sciences Forestières*, 42(2), 193–200. <https://doi.org/10.1051/forest:19850204>
- Günther, T., Rücker, C., & Spitzer, K. (2006). Three-dimensional modelling and inversion of dc resistivity data incorporating topography—II. Inversion. *Geophysical Journal International*, 166(2), 506–517. <https://doi.org/10.1111/j.1365-246X.2006.03011.x>

- Gutsch, M., Lasch, P., Suckow, F., & Reyer, C. (2011). *Waldumbau in Brandenburg: Grundwasserneubildung unter Klimawandel*.
- Hammel, K., & Kennel, M. (2001). *Charakterisierung und Analyse der Wasserverfügbarkeit und des Wasserhaushalts von Waldstandorten in Bayern mit dem Simulationsmodell BROOK90* (Bd. 185). Frank.
- Hartmann, P., & Wilpert, K. (2013). Fine-root distributions of Central European forest soils and their interaction with site and soil properties. *Canadian Journal of Forest Research*, 44, 71–81. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2013-0357>
- Hogg, E. H., & Hurdle, P. A. (1997). Sap flow in trembling aspen: Implications for stomatal responses to vapor pressure deficit. *Tree Physiology*, 17(8–9), 501–509. <https://doi.org/10.1093/treephys/17.8-9.501>
- Höper, H., & Meesenburg, H. (2012). *GeoBerichte 23 - Tagungsband: 20 Jahre Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen* (Bd. 23). Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie. https://doi.org/10.48476/geober_23_2012
- Huete, A., Didan, K., Miura, T., Rodriguez, E. P., Gao, X., & Ferreira, L. G. (2002). Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment*, 83(1), 195–213. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00096-2](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00096-2)
- Jonckheere, I., Muys, B., & Coppin, P. (2005). Allometry and evaluation of in situ optical LAI determination in Scots pine: A case study in Belgium. *Tree Physiology*, 25(6), 723–732. <https://doi.org/10.1093/treephys/25.6.723>
- Jones, H. G., Vaughan, R. A., Jones, H. G., & Vaughan, R. A. (2010). *Remote Sensing of Vegetation: Principles, Techniques, and Applications*. Oxford University Press.
- Koeniger, P., Marshall, J. D., Link, T., & Mulch, A. (2011). An inexpensive, fast, and reliable method for vacuum extraction of soil and plant water for stable isotope analyses by mass spectrometry. *Rapid Communications in Mass Spectrometry*, 25(20), 3041–3048. <https://doi.org/10.1002/rcm.5198>
- Kucbel, S., Jaloviar, P., & Špišák, J. (2011). Quantity, vertical distribution and morphology of fine roots in Norway spruce stands with different stem density. *Plant Root*, 5, 46–55. <https://doi.org/10.3117/plantroot.5.46>
- Leibundgut, L., Maloszewski, P., & Külls, C. (2010). *Tracers in hydrology*. John Wiley and Sons.
- Loesch, K. (2022). *Der Einfluss von Waldumbaumaßnahmen auf Sickerwassermengen unter Waldflächen in Nordwestdeutschland—Abschlussbericht des Projektes WasMon*. [Abschlussbericht]. Landwirtschaftskammer Niedersachsen.
- Loesch, K., Mohr, K., Massmann, G., Meesenburg, H., Müller, J., Feger, K.-H., & Hillmann, M. (2024). Umbau von Kiefern-Reinbeständen: Einfluss auf das Sickerwasser? *AFZ DerWald*, 17, 38–43.
- Monsi, M., & Saeki, T. (1953). *Über den Lichtfaktor in den Pflanzengesellschaften und seine Bedeutung für die Stoffproduktion*. <https://www.semanticscholar.org/paper/Über-den-Lichtfaktor-in-den-Pflanzengesellschaften-Monsi/1ae83416e1807c94e4d7e0ce5928f472974d6ae1>
- Müller, J. (2009). Forestry and water budget of the lowlands in northeast Germany—Consequences for the choice of three species and for forest management. *Journal of water and land development*, 13A, 133–148.
- Müller, J., Beck, W., Hornschuch, F., & Steiner, A. (2002). Quantifizierung der ökologischen Wirkungen aufwachsender Kiefern-Buchen-Mischbestände im nordostdeutschen Tiefland. *Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie*, 36(3), 125–131.
- Nadezhkina, N., Vandegehuchte, M. W., & Steppe, K. (2012). Sap flux density measurements based on the heat field deformation method. *Trees*, 26(5), 1439–1448. <https://doi.org/10.1007/s00468-012-0718-3>
- Natkhin, M. (2010). *Modellgestützte Analyse der Einflüsse von Veränderungen der Waldwirtschaft und des Klimas auf den Wasserhaushalt grundwasserabhängiger Landschaftselemente* [Universität Potsdam]. <https://publishup.uni-potsdam.de/frontdoor/index/index/docId/4831>
- Oishi, A. C., Oren, R., Novick, K. A., Palmroth, S., & Katul, G. G. (2010). Interannual Invariability of Forest Evapotranspiration and Its Consequence to Water Flow Downstream. *Ecosystems*, 13(3), 421–436. <https://doi.org/10.1007/s10021-010-9328-3>
- Palmroth, S., Stenberg, P., Smolander, S., Voipio, P., & Smolander, H. (2002). Fertilization has little effect on light-interception efficiency of *Picea abies* shoots. *Tree Physiology*, 22(15–16), 1185–1192. <https://doi.org/10.1093/treephys/22.15-16.1185>
- Pawlik, Ł., & Kasprzak, M. (2018). Regolith properties under trees and the biomechanical effects caused by tree root systems as recognized by electrical resistivity tomography (ERT). *Geomorphology*, 300, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2017.10.002>

- Peck, A., & Mayer, H. (1996). Einfluß von Bestandesparametern auf die Verdunstung von Wäldern. *Forstwissenschaftliches Centralblatt vereinigt mit Tharandter forstliches Jahrbuch*, 115(1), 1–9. <https://doi.org/10.1007/BF02738580>
- Percival, G. C. (2023). Heat tolerance of urban trees – A review. *Urban Forestry & Urban Greening*, 86, 128021. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2023.128021>
- Poyatos, R., Granda, V., Flo, V., Adams, M. A., Adorján, B., Aguadé, D., Aidar, M. P. M., Allen, S., Alvarado-Barrientos, M. S., Anderson-Teixeira, K. J., Aparecido, L. M., Arain, M. A., Aranda, I., Asbjornsen, H., Baxter, R., Beamesderfer, E., Berry, Z. C., Berveiller, D., Blakely, B., ... Martínez-Vilalta, J. (2021). Global transpiration data from sap flow measurements: The SAPFLUXNET database. *Earth System Science Data*, 13(6), 2607–2649. <https://doi.org/10.5194/essd-13-2607-2021>
- Prietz, J., & Bachmann, S. (2011). Verändern Douglasien Wasser und Boden? *LWF aktuell*. <https://www.lwf.bayern.de/boden-klima/baumartenwahl/007995/index.php>
- Ridler, T. W., & Calvard, S. (1978). Picture thresholding using an iterative selection method. *IEEE Transactions on Systems, Man and Cybernetics*, 8(8). <https://wblldb.lievers.net/10048649.html>
- Rinaldi, V. A., & Cuestas, G. A. (2002). Ohmic Conductivity of a Compacted Silty Clay. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 128(10), 824–835. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1090-0241\(2002\)128:10\(824\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1090-0241(2002)128:10(824))
- Ringe, H., Duijnisveld, W. H. M., & Böttcher, J. (2000). *Qualität der Grundwasserneubildung in Abhängigkeit von Bestandsaufbau und Boden—Modelluntersuchungen im Fuhrberger Feld und angrenzenden Gebieten*. Universität Hannover / Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe.
- Robinson, J. L., Slater, L. D., & Schäfer, K. V. R. (2012). Evidence for spatial variability in hydraulic redistribution within an oak–pine forest from resistivity imaging. *Journal of Hydrology*, 430–431, 69–79. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.02.002>
- Rouse, J. W., Haas, J., Schell, J., Deering, D., & Harlan, J. (1974). *Monitoring the vernal advancement and retrogradation (green wave effect) of natural vegetation* (NASA-CR-139243). <https://ntrs.nasa.gov/citations/19740022555>
- Rücker, C. (2011). *Advanced Electrical Resistivity Modelling and Inversion using Unstructured Discretization*. Leipzig.
- Rücker, C., Günther, T., & Wagner, F. M. (2017). pyGIMLi: An open-source library for modelling and inversion in geophysics. *Computers & Geosciences*, 109, 106–123. <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2017.07.011>
- Rust, S., & Roloff, A. (2002). Reduced photosynthesis in old oak (*Quercus robur*): The impact of crown and hydraulic architecture. *Tree Physiology*, 22(8), 597–601.
- Schindler, U., Mueller, L., Eulenstein, F., & Dannowski, R. (2008). A long-term hydrological soil study on the effects of soil and land use on deep seepage dynamics in northeast Germany. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 54(5), 451–463. <https://doi.org/10.1080/03650340802253929>
- Schlesinger, W. H., & Jasechko, S. (2014). Transpiration in the global water cycle. *Agricultural and Forest Meteorology*, 189–190, 115–117. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2014.01.011>
- Schwaiger, F., Poschenrieder, W., Biber, P., & Pretzsch, H. (2019). *Ecosystem Service Trade-Offs for Adaptive Forest Management* (SSRN Scholarly Paper 3458300). Social Science Research Network. <https://papers.ssrn.com/abstract=3458300>
- Shah, P. H., & Singh, D. N. (2005). Generalized Archie's Law for Estimation of Soil Electrical Conductivity. *Journal of ASTM International*, 2(5), JAI13087. <https://doi.org/10.1520/JAI13087>
- Siegmann, B., Jarmer, T., Lilienthal, H., Richter, N., Selige, T., & Höfle, B. (2012). Hyperspektraldaten zur Erfassung des Blattflächenindex von Weizenbeständen. *Geoinformatik 2012 - „Mobilität und Umwelt“: Konferenzband*, 28. - 30. März 2012, Braunschweig, 343–350. Geoinformatik 2012 - „Mobilität und Umwelt“, Braunschweig, 28.-30.03.2012.
- Smolander, H., Stenberg, P., & Linder, S. (1994). Dependence of light interception efficiency of Scots pine shoots on structural parameters. *Tree Physiology*, 14(7_9), 971–980.
- Swanson, R. H., & Whitfield, D. W. A. (1981). A Numerical Analysis of Heat Pulse Velocity Theory and Practice. *Journal of Experimental Botany*, 32(126), 221–239.
- Tagesson, T. (2006). *Indirect estimations and spatial variation in leaf area index of coniferous, deciduous, and mixed forest stands in Forsmark and Laxemar* (Technical Report TR-06-29; S. 36). Lund University.
- Teepe, R., Dilling, H., & Beese, F. (2003). Estimating water retention curves of forest soils from soil texture and bulk density. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 166, 111–119. <https://doi.org/10.1002/jpln.200390001>

- Thiel, M. (2018). *Bildgebende NIR-Hyperspektral-Technologie zur in-situ Erfassung des Blattwassergehalts*. <https://repo.uni-hannover.de/handle/123456789/3916>
- Tsuruta, K., Kosugi, Y., Takanashi, S., & Tani, M. (2016). Inter-annual variations and factors controlling evapotranspiration in a temperate Japanese cypress forest. *Hydrological Processes*, 30(26), 5012–5026. <https://doi.org/10.1002/hyp.10977>
- UGT Umwelt-Geräte-Technik GmbH. (2023). *Operating manual UGT SFM-5 (8–2023)*. UGT. www.ugt-online.de
- Ulrich, B. (1981). Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 149(6), 289–305.
- van der Salm, C., Reinds, G. J., & de Vries, W. (2007). Water balances in intensively monitored forest ecosystems in Europe. *Environmental Pollution*, 148(1), 201–212. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.10.043>
- Vandegehuchte, M. W., & Steppe, K. (2013). Sap-flux density measurement methods: Working principles and applicability. *Functional Plant Biology: FPB*, 40(3), 213–223. <https://doi.org/10.1071/FP12233>
- Vonderach, C., Kändler, G., & Dormann, C. F. (2018). Consistent set of additive biomass functions for eight tree species in Germany fit by nonlinear seemingly unrelated regression. *Annals of Forest Science*, 75(2), Article 2. <https://doi.org/10.1007/s13595-018-0728-4>
- Vor, T., Spellmann, H., Bolte, A., & Ammer, C. (2015). *Potenziale und Risiken eingeführter Baumarten*. <https://doi.org/10.17875/gup2015-843>
- Waring, R. H., & Schlesinger, W. H. (1985). *Forest Ecosystems: Concepts and Management* (New edition). Academic Press Inc.
- Weis, W., Ahrends, B., Fleck, S., Raphael, H., & Axel, W. (2023). Modellparametrisierung zur Abbildung des Standortwasserhaushalts im Klimawandel. In *Standortsfaktor Wasserhaushalt im Klimawandel* (Bd. xxx).
- Weis, Wendelin, Ahrends, B., Fleck, S., Habel, R., & Wellpott, A. (2023). *Modellparameter zur Abbildung des Standortwasserhaushalts mit LWF-Brook90* (Forstliche Forschungsberichte München). Zentrum Wald Forst Holz Weißenstephan.
- Werban, U., Attia al Hagrey, S., & Rabbel, W. (2008). Monitoring of root-zone water content in the laboratory by 2D geoelectrical tomography. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 171(6), 927–935. <https://doi.org/10.1002/jpln.200700145>
- Wirth, C., Schumacher, J., & Schulze, E.-D. (2004). Generic biomass functions for Norway spruce in Central Europe—A meta-analysis approach toward prediction and uncertainty estimation. *Tree Physiology*, 24(2), 121–139. <https://doi.org/10.1093/treephys/24.2.121>
- Wutzler, T., Wirth, C., & Schumacher, J. (2008). Generic biomass functions for Common beech (*Fagus sylvatica*) in Central Europe: Predictions and components of uncertainty. *Canadian Journal of Forest Research*, 38, 1661–1675. <https://doi.org/10.1139/X07-194>

1.3 Zusammenarbeit mit anderen Stellen

Die in dem Projekt durchgeführten Markierungsversuche sind Teil einer Dissertation an der Freien Universität Berlin (FUB), die von Herrn Prof. Dr. Schneider (FUB) und Herrn apl. Prof. Dr. Merz (ZALF) fachlich begleitet wurde. Die Chlorid-Massenbilanz-Methode wurde im Rahmen einer Masterarbeit an der RWTH Aachen unter Betreuung von Herrn Prof. Dr. Rüde und Herrn Dr. Neukum angewendet.

Das durchgeführte Geophysikalische Monitoring und die daraus resultierenden Ergebnisse sind Teil einer Dissertation an der Technischen Universität Braunschweig (TUB), unter der Betreuung von Dr. Matthias Beyer und Prof. Dr. Matthias Bücker (Christian-Albrechts-Universität zu Kiel).

2 II. Ergebnisse

2.1 Vergleichende Charakterisierung der Untersuchungsstandorte

2.1.1 Untersuchungshistorie und standörtliche Grundlagen

Standort Solling – Baumartenvergleich Fichte und Buche

Die beiden im Zentrum des Solling-Plateaus instrumentierten Intensivmonitoringflächen gehören neben dem Level II-Programm auch dem intensiven forstlichen Umweltmonitoring nach § 41a Bundeswaldgesetz (BMEL 2016) und als Bodendauerbeobachtungsfläche dem Bodendauerbeobachtungsprogramm Niedersachsen (Höper & Meesenburg, 2012) an und liegen etwa in 500 m ü. NN (Tab. 2.1.1-1). Auf der Monitoringfläche Solling Fichte (SLF1) stockt ein 140-jähriger Fichten-Reinbestand (2021). Durch eine Borkenkäferkalamität ist seit 2019 etwa ein Drittel des Fichten-Altbestandes abgestorben. Auf der Buchenfläche SLB1 stockt ein aus Naturverjüngung hervorgegangener 174-jähriger Buchenbestand (2021), der hier der potenziellen natürlichen Vegetation entspricht. Die Böden der Monitoringflächen sind nach WRB-Klassifikation als Dystric Cambisols (Braunerden) einzustufen, mit typischem feinhumusarmem Moder (Buche) bzw. feinhumusreichem rohhumusartigem Moder (Fichte) als Humusaufgabe. Das Ausgangsmaterial der Bodenbildung sind Löß-Fließerden von 60 bis 80 cm Mächtigkeit, die von einer Übergangszone (bis ca. 95 cm) und umgelagerten Buntsandsteinmaterial (bis 135 - 150 cm) unterlagert werden. Eine Lage von stark verwittertem Tonstein bildet die Basis des Profils. Die Textur wird aufgrund des Lößanteils von Schluff dominiert. Die Hauptwurzelzone ist auf die organische Auflage und den oberen Mineralboden beschränkt (Abb. 2.1.2-2). Die hydraulischen Eigenschaften werden durch die Zweischichtigkeit der Böden geprägt. Sowohl das Gesamtporenvolumen wie auch die hydraulische Leitfähigkeit nehmen mit der Tiefe ab, wodurch insbesondere auf der Fichtenfläche häufig Staunässe auftritt (Benecke, 1984). Ein permanenter Grundwasserspiegel befindet sich in mehr als 40 m Tiefe.

Bei den beiden Flächen handelt es sich um die beiden Waldmonitoringflächen mit der längsten Beobachtungszeit in Europa. Durch das aus Forschungsaktivitäten entstandene Waldmonitoring im Solling wurden vielfältige Erkenntnisse über Prozesse in Waldökosystemen abgeleitet. Von großem Nutzen war dabei, dass mit Buche und Fichte zwei verschiedene Baumarten unter sehr ähnlichen Standortverhältnissen vergleichend beobachtet werden konnten. Bezüglich des Wasserhaushalts wurden schon früh markante Unterschiede zwischen Buche und Fichte festgestellt (Benecke, 1984).

Standort Klötze – Baumartenvergleich Kiefer und Douglasie

Die bearbeiteten Intensivmonitoringflächen am Standort Klötze gehören neben dem Level II-Programm auch dem intensiven forstlichen Umweltmonitoring nach § 41a Bundeswaldgesetz (BMEL, 2016) und als Bodendauerbeobachtungsfläche dem Bodendauerbeobachtungsprogramm Sachsen-Anhalt an und liegen etwa in 100 m ü. NN (vgl. Tab. 2.1.1-1). Die mittlere Jahrestemperatur beträgt 9,5°C (1991-2020) und der durchschnittliche jährliche Niederschlag 608 mm (1991-2020). Die beiden Flächen liegen im nordostdeutschen Tiefland des Landes Sachsen-Anhalt im Wuchsgebiet „Ostniedersächsisch-Altmarkisches Altmoränenland“. Der Kiefern-Reinbestand (KLKI) stockt auf einem schwach schluffigen, sehr skelettarmen und tiefgründigen, armen Sandboden. Der Douglasien-Reinbestand (KLDG) wurde auf einem sandigen Substrat mit geringem bis mittlerem Schluff-Anteil begründet.

Standort Ehrhorn – Baumartenvergleich Stieleiche und Roteiche

Die mit Stieleiche bestockte Intensivmonitoringfläche gehört neben dem Level II-Programm auch dem intensiven forstlichen Umweltmonitoring nach § 41a Bundeswaldgesetz (BMEL 2016) und als Bodendauerbeobachtungsfläche dem Bodendauerbeobachtungsprogramm Niedersachsen (Höper & Meesenburg, 2012) an und liegt in 110 m ü. NN (vgl. Tab. 2.1.1-1). Der Standort wird dem Wuchsgebiet „Ostniedersächsisches Tiefland“ und dort dem Wuchsbezirk „Hohe Heide im Naturpark Lüneburger Heide“ zugeordnet. Das Ausgangsgestein sind eiszeitliche fluviale Ablagerungen aus lehmigem Sand, aus denen sich eine Podsol-Braunerde mit einem Graswurzelfilz-Moder entwickelt hat. In den 1930er Jahren wurde der Bestand zur Beweidung von Kühen genutzt. Nach einem Eichensterben wurde eine schwache Hochdurchforstung und Sanitärhiebe durchgeführt.

Die mit Roteichen bestockte Fläche wurde im Rahmen des Projektes neu eingerichtet. Daher wurde hier zunächst eine Feinkartierung durchgeführt. Aus den Geschiebedeck- und Schmelzwassersanden hat sich eine Podsol-Braunerde entwickelt. Der mineralische Oberboden ist durch einen Mischhorizont (R-*Ap*) infolge einer bodenvermischenden Meliorationsmaßnahme gekennzeichnet. Entsprechend liegt eine Aufbauhumusform nach Bodenbearbeitung mit loser-bröckeliger mächtiger Oh-Lage vor; phänotypisch ein typischer Moder.

Tabelle 2.1.1-1: Lage und Klima- und Bodenklassifizierung der Untersuchungsstandorte

Standorte	Solling		Klötze		Ehrhorn	
	Fichte	Buche	Kiefer	Douglasie	Stieleiche	Roteiche
CODE	SLF1	SLB1	KLKI	KLDG	EHEI	EHRE
UTM E	540000	539900	647100	648100	560300	556023
UTM N	5735000	5734700	5827900	5827700	5892400	5894600
Wuchsbezirk	Hoher Solling		Klötzer Hochfläche		Hohe Heide im Naturpark Lüneburger Heide	
Höhe ü. NN [m]	504	508	95	107	110	80
Neigung [°]	0-1	0-2	0	0	3	0
Exposition	O	S	-	-	NNW	-
Klima						
JMT [°C]*	7,7	7,7	9,5	9,5	9,2	9,2
JNS [mm]*	988	988	607	609	844	844
Boden						
Ausgangssubstrat	Lößlehm-Fließerden über Buntsandstein der Solling-Folge		eiszeitliche Ablagerungen aus Mittel- und Feinsand		eiszeitliche Ablagerungen aus lehmigem Sand	
Humusform	MRR	MOA	MOR	MRR	GMO-MO	MOT
Bodentyp	pB	BB	pB	BB-PP	PP-BB	vPP-BB
Bestand						
Hauptbaumart	Fichte	Buche	Kiefer	Douglasie	Stieleiche	Roteiche
Nebenbaumarten	-	Eiche	Fichte, Eiche	-	Rotbuche	Kiefer
Bestandesalter	140	174	103	55	140	70
Ertragsklasse	2,1				1,6	

*1991-2020

Tabelle 2.1.1-2: Profilbeschreibung SLF1

Horizont	Tiefe OG	Tiefe UG	Skelett	Textur	Humsstufe	Lagerungsdichte	Carbonatgehalt	
	cm	cm	Vol-%	-	-	-	-	
L	-11	-9	0	Vn	h7	Ld0	c0	
Of	-9	-4	0	Vn	h7	Ld0	c0	
Oh	-4	0	0	Vn	h7	Ld0	c0	
Ahe	0	10	5	Ut4	h3	Ld1	c0	
Bsv	10	15	15	Ut4	h2	Ld1	c0	
Al-Bv	15	60	10	Ut3	h1	Ld2	c0	
Btv	60	75	33	Lu	h0	Ld3	c0	
II Btv	75	95	66	Ls2	h0	Ld4	c0	
III Bv-Cv	95	135	57	Ls3	h0	Ld4	c0	
III iCv	135	235	90	SI4	h0	Ld3	c0	
III ixCv	235	280	96	SI4	h0	Ld3	c0	
IV ixCv	280	360	96	Lts	h0	Ld5	c0	
VimCv	360	380	96	Ls4	h0	Ld5	c0	

Durch die bei der Roteichenfläche nachgeholte Feinkartierung liegt für alle Standorte eine detaillierte Profilbeschreibung vor (Tab. 2.1.1-2 bis 2.1.1-7)

Tabelle 2.1.1-3: Profilbeschreibung SLB1

Horizont	Tiefe OG	Tiefe UG	Skelett	Textur	Humsstufe	Lagerungsdichte	Carbonatgehalt	
	cm	cm	Vol-%					
L	-3.5	-1.8	0	Vn	h7	Ld0	c0	
Of	-1,8	-0,3	0	Vn	h7	Ld0	c0	
Oh	-0,3	0	0	Vn	h7	Ld0	c0	
Aeh	0	7	4	Ut2	h3	Ld1	c0	
Bv	7	40	4	Ut3	h2	Ld2	c0	
Bv	40	70	4	Ut3	h1	Ld2	c0	
Cv	70	100	30	Lt3	h0	Ld3	c0	

Tabelle 2.1.1-4: Profilbeschreibung EHEI

Horizont	Tiefe OG	Tiefe UG	Skelett	Textur	Humsstufe	Lagerungsdichte	Carbonatgehalt	
	cm	cm	Vol-%					
L	-3.5	-1.8	0	Vn	h7	Ld0	c0	
Of	-1,8	-0,3	0	Vn	h7	Ld0	c0	
Oh	-0,3	0	0	Vn	h7	Ld0	c0	
Aeh	0	7	4	Ut2	h3	Ld1	c0	
Bv	7	40	4	Ut3	h2	Ld2	c0	
Bv	40	70	4	Ut3	h1	Ld2	c0	
Cv	70	100	30	Lt3	h0	Ld3	c0	

Tabelle 2.1.1-5: Profilbeschreibung EHRE

Horizont	Tiefe OG	Tiefe UG	Skelett	Textur	Humsstufe	Lagerungsdichte	Carbonatgehalt	
	cm	cm	Vol-%					
L	-3.5	-1.8	0	Vn	h7	Ld0	c0	
Of	-1,8	-0,3	0	Vn	h7	Ld0	c0	
Oh	-0,3	0	0	Vn	h7	Ld0	c0	
Aeh	0	7	4	Ut2	h3	Ld1	c0	
Bv	7	40	4	Ut3	h2	Ld2	c0	
Bv	40	70	4	Ut3	h1	Ld2	c0	
Cv	70	100	30	Lt3	h0	Ld3	c0	

Tabelle 2.1.1-6: Profilbeschreibung KLKI

Horizont	Tiefe OG	Tiefe UG	Skelett	Textur	Humsstufe	Lagerungsdichte	Carbonatgehalt	
	cm	cm	Vol-%					
L	-9,1	-7,8	0	Vn	h7	Ld0	c0	
Of	-7,8	-4,1	0	Vn	h7	Ld0	c0	
Oh	-4,1	0	0	Vn	h7	Ld0	c0	
Ahe	0	2	0	Su3	h4	Ld1	c0	
Bhv	2	8	0	Su3	h3	Ld1	c0	
Bhv	8	22	0	Su3	h3	Ld2	c0	
Bv	22	49	0	Su3	h1	Ld2	c0	
Bv	49	61	10	Su3	h0	Ld2	c0	
IIBbt+Bv	61	71	1	fSms	h0	Ld3	c0	
IIBv-Cv+Bbt	71	153	0	mSfs	h0	Ld2	c0	
IIICv	153	200	1	fSms	h0	Ld2	c0	

Tabelle 2.1.1-7: Profilbeschreibung KLDG

Horizont	Tiefe OG	Tiefe UG	Skelett	Textur	Humsstufe	Lagerungsdichte	Carbonatgehalt	
	cm	cm	Vol-%					
L	-7,5	-7,0	0	Vn	h7	Ld0	c0	
Of	-7,0	-0,3	0	Vn	h7	Ld0	c0	
Oh	-0,3	0	0	Vn	h7	Ld0	c0	
Aeh	0	7	4	Ut2	h3	Ld1	c0	
Bv	7	40	4	Ut3	h2	Ld2	c0	
Bv	40	70	4	Ut3	h1	Ld2	c0	
Cv	70	100	30	Lt3	h0	Ld3	c0	

2.1.2 Bodenchemie und Wurzelverteilung

Für die Standorte liegen auch umfangreiche bodenphysikalische und bodenchemische Analysedaten vor (Fortmann et al., 2022). Der pH-Wert ist ein relativ guter Indikator für die Versauerungsdynamik und für die Ausstattung eines Standortes mit wichtigen Makronährelementen. Die pH-Werte im Mineralboden wurden in demineralisiertem Wasser (H₂O) und in 0,001 M CaCl₂ gemessen. Durch das Ca²⁺-Ion werden austauschbar gebundene Kationensäuren, wie z.B. Aluminium, ausgetauscht und hydrolysiert, weshalb der pH-Wert in den Salzlösungen bei versauerten Böden niedriger ist als im Wasser. Die Differenz zwischen den im Wasser gemessenen pH-Werten ist ein zusätzlicher Hinweis auf den Grad der Bodenversauerung. Für alle Untersuchungsflächen zeigen die Untersuchungen für den Oberboden (0–30 cm) durchschnittliche pH-Werte von unter 4 (H₂O; Abb. 2.1.2-1), die Oberböden liegen somit im Aluminiumpufferbereich (Eckelmann et al., 2005). Bei diesen pH-Werten ist nach Ulrich (1981) mit einer Tonmineralzerstörung und Aluminiumfreisetzung zu rechnen. Dadurch sind flachwurzelnde junge Bäume in den ersten Jahren hohen Aluminiumkonzentrationen ausgesetzt. Die pH(CaCl₂)-Werte liegen deutlich unter den pH(H₂O)-Werten (Abb. 2.1.2-1 rechts). Diese erreichen vor allem in den Oberböden sogar pH-Werte von 3 und deuten somit auf eine historisch hohe Säurebelastung und erschöpfte Pufferkapazitäten des Mineralbodens hin. Diese Böden sind überwiegend tiefgründig versauert. Nur vereinzelt können in größeren Tiefen (>70 cm) höhere pH-Werte gemessen werden (wie z.B. im Roteichenbestand in Ehrhorn).

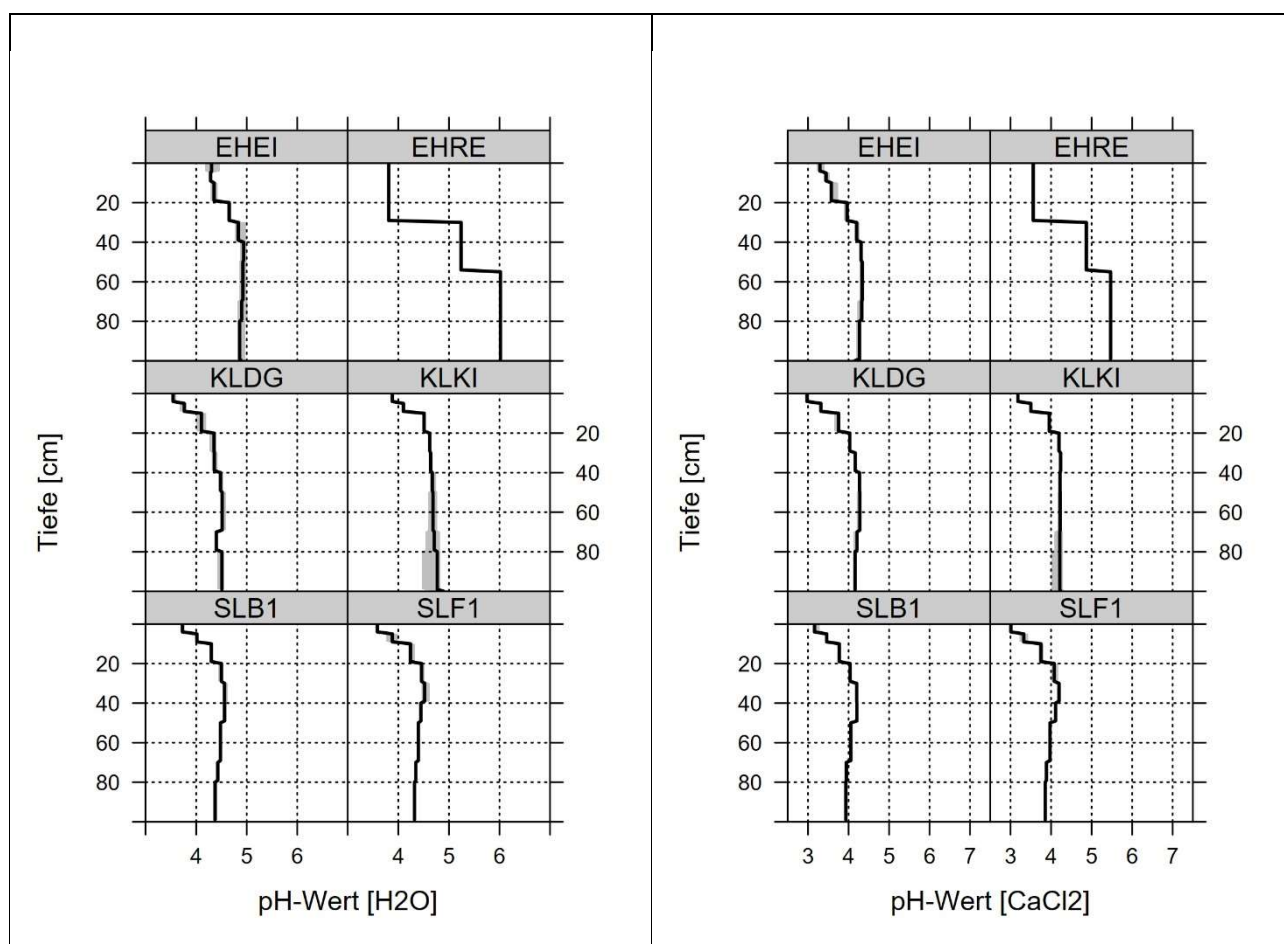


Abbildung 2.1.2-1: Tiefenverlauf der $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werte (links) und $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ -Werte (rechts) im Mineralboden zum Zeitpunkt der letzten verfügbaren Inventuren auf den bearbeiteten Intensivmonitoringflächen. Die durchgezogene Linie beschreibt den Median von jeweils sechs Wiederholungen und die grauen Flächen den Fehlerbereich (25. Und 75. Perzentil). Am neu eingerichteten Standort wurde nur ein Profil bodenchemisch beprobt.

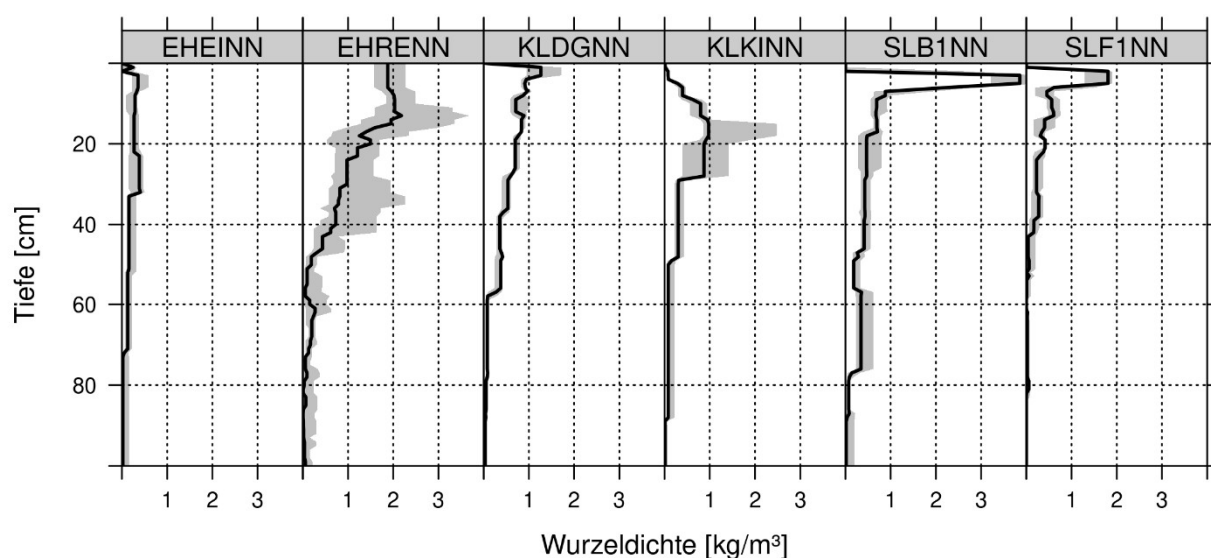


Abbildung 2.1.2-2: Vertikalprofile der Feinwurzelndichte (multivariate Medianwerte). Der Nullpunkt ist für die bessere Vergleichbarkeit zwischen den Beständen die Oberkante der Humusauflage. Dementsprechend enthält die Humusauflage bei Buche und Fichte hohe Feinwurzelndichten, während die Durchwurzelung bei Douglasie und Roteiche etwa gleichmäßig auf Humusauflage und Mineralboden verteilt ist. Bei Kiefer und Stieleiche hat die Durchwurzelung ihren Schwerpunkt im Mineralboden. Beim Stieleichenbestand sind die Feinwurzelndichten generell geringer.

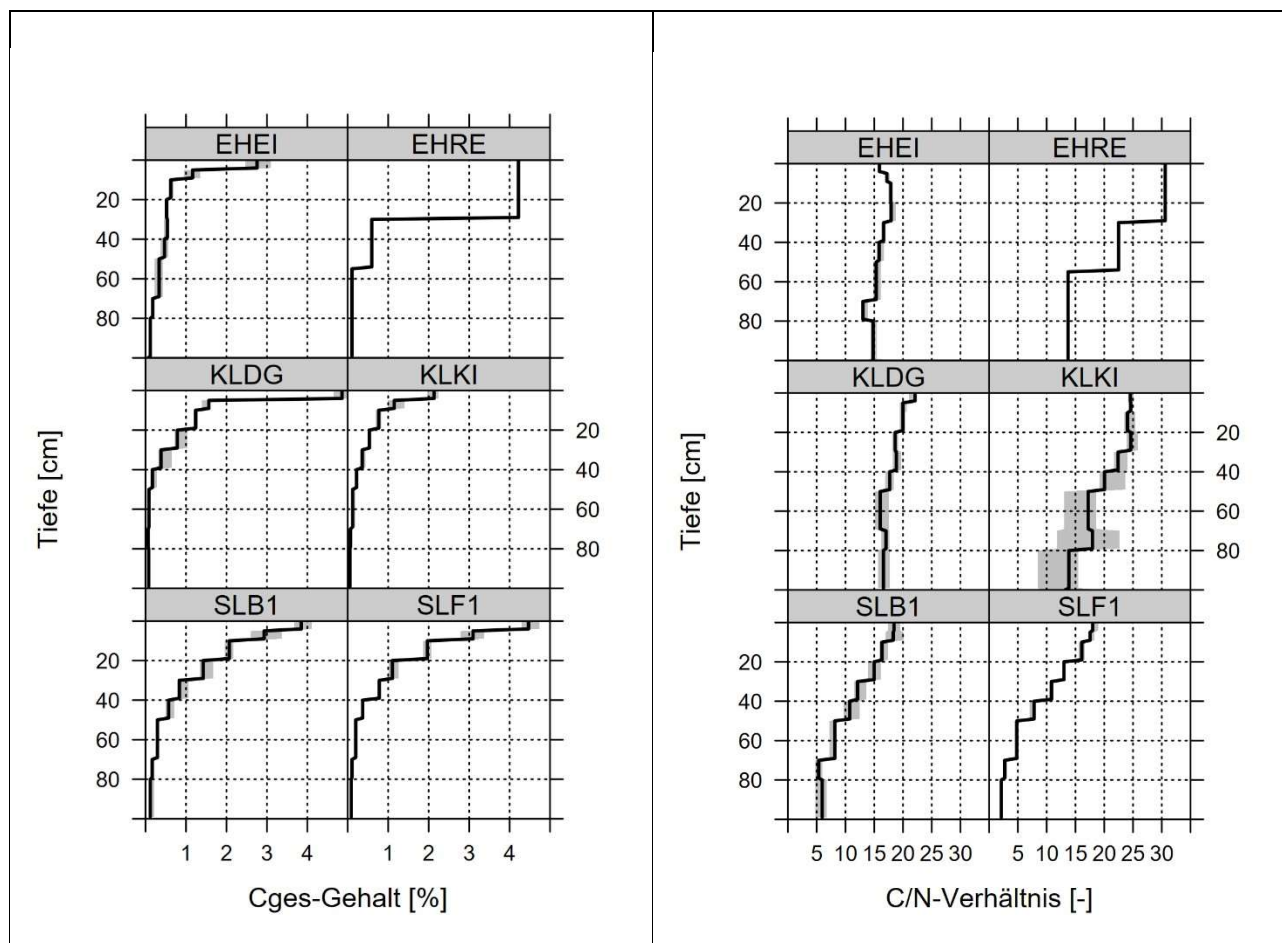


Abbildung 2.1.2-3: Tiefenverlauf der Kohlenstoffgesamtgehalte (links) und der C/N-Verhältnisse (rechts) im Mineralboden zum Zeitpunkt der letzten verfügbaren Inventuren auf den bearbeiteten Intensivmonitoringflächen. Die durchgezogene Linie beschreibt den Median von jeweils sechs Wiederholungen und die grauen Flächen den Fehlerbereich (25. und 75. Perzentil). Am neu eingerichteten Standort EHRE wurde nur ein Profil bodenchemisch beprobt.

Für die vergleichende Betrachtung der im Wasserhaushaltsmodell benötigten Bodendurchwurzelung sind hier die Feinwurzelichten im Tiefengradienten für die obersten 100 cm von Humusauflage und Bodenprofil jedes Bestandes dargestellt (Abb. 2.1.2-2). Da auch die Kohlenstoffgehalte im Mineralboden eine hohe Bedeutung für die hydrologischen Bodeneigenschaften besitzen (Teepe et al., 2003), sind diese in der Abbildung 2.1.2-3 vorgestellt.

2.2 Arbeitspakete

2.2.1 Arbeitspaket 1: Forsthydrologie

2.2.1.1 Beschreibung der Untersuchungsbestände

Neben der Baumart unterschieden sich die jeweils nahe beieinanderliegenden Bestände von (1) Stieleiche und Roteiche, (2) Buche und Fichte sowie (3) Douglasie und Kiefer unter anderem auch hinsichtlich Alter, Größe und Bestandesstruktur. Bei der Auswahl der Bestände von Stieleiche und Roteiche bestand das Problem, dass einerseits die in Frage kommenden Roteichenbestände mit einem Baumalter von bis zu etwa 70 Jahren nicht den gesamten Lebenszyklus möglicher Roteichenbestände repräsentierten, während andererseits die möglichen Stieleichenbestände oft Mischbestände mit Buche oder anderen Baumarten sind, sodass auch hier die Auswahl eingeschränkt ist. Die ausgewählten Bestände im Forstamt Sellhorn (Lüneburger Heide) liegen etwa 4,8 km voneinander entfernt in einer Meereshöhe von 110 m ü NN (Stieleiche) bzw. 80 m ü NN (Roteiche). Die strukturellen Unterschiede zwischen beiden Reinbeständen beruhen hier auf dem Altersunterschied (vgl. Tabelle 2.2.1-1) und Unterschieden im forstlichen Management: Während der Stieleichenbestand mehrfach durchforstet wurde, sodass nur noch wenige sehr große Eichen den Bestand bilden, wurden im Roteichenbestand erst wenige Bäume entnommen, sodass der Anteil unterdrückter Kronen groß ist (vgl. Abb. 1). Die Schattentoleranz der Roteichen ist so groß, dass die unterdrückten Exemplare seit mehreren Jahrzehnten überlebt haben. Bäume aus Naturverjüngung sind im Roteichenbestand gar nicht und im Stieleichenbestand nur wenige noch sehr junge Exemplare vorhanden. Der Unterwuchs besteht im Stieleichenbestand überwiegend aus Gräsern und Seggen, aber auch Brombeere, Himbeere und vereinzelt Stechpalme in Bestandeslücken (Gesamtdeckungsgrad 80%). Im Roteichenbestand ist durch das dichte Kronendach fast kein Unterwuchs vorhanden (Deckungsgrad ca. 2%). Trotz der strukturellen Unterschiede weisen beide Bestände eine vergleichbare Bestandesgrundfläche auf.



Abbildung 2.2.1-1: Stammverteilungsplan der Untersuchungsbestände Stieleiche (links, Rasterfläche ca. 40 m x 60 m) mit Position des fest installierten Kronentraufesammlerfelds (Rechteck: ca. 14 m x 42 m, = 21 Sammler) und aller weiteren Punkte (rot) des 7 m x 7 m-Rasters und Roteiche (rechts, ca. 50 m x 50 m). Die Symbolgröße der Kronendarstellung ist jeweils proportional zum Stammdurchmesser.

Als Buchen- und Fichtenbestand im Solling wurden Teilareale der dortigen Level II-Intensivmonitoringflächen untersucht. Das etwas größere Areal des Buchenbestandes liegt in der ertragskundlichen Kernfläche und das etwa 0,25 ha große Areal des Fichtenbestands entspricht größtenteils einer Erweiterungsfläche, die wegen einer großflächigen Borkenkäferkalamität im Jahr 2019 nötig geworden war, um den Anteil des davon unbeeinflussten Altbestands an der Intensivmonitoringfläche zu erhöhen, damit z.B. die Altbestands-Zeitreihe der Kronentraufmessungen fortgesetzt werden konnte. Beide Bestände liegen auf dem Solling-Plateau etwa 500 m ü NN und sind ca. 400 m Luftlinie voneinander entfernt. Beide Bestände wurden nur unregelmäßig durchforstet. Wegen verschiedener Schädlinge (Pilze bei der Buche und Borkenkäfer bei der Fichte) handelte es sich dabei in den letzten Jahren vermehrt um Sanitärhiebe. Insbesondere mussten auch während der Projektlaufzeit im Juni 2023 einige Fichten aus diesem Grund entnommen werden. Auf der Buchenfläche sind infolge der letzten Baumentnahmen aufgewachsene Jungbuchen mittlerweile so groß, dass sie mit einem BHD über 5 cm im Baumbestand berücksichtigt werden, während es beim Fichtenbestand keine Naturverjüngung mit BHD über 5 cm gibt. Der Unterwuchs im Fichtenbestand besteht mit einem Gesamtdeckungsgrad von etwa 60% überwiegend aus buschförmigen Jungfichten, Baumsämlingen (Fichte, Birke, Buche) und

Heidelbeeren. Daneben spielen auch Brombeeren, Farne, Gräser und Moose eine Rolle. Im Buchenbestand gibt es außer etwas Heidelbeere, Himbeere und Gräsern sowie Moos kaum Unterwuchs. Zusammen mit den zur Strauchschicht gerechneten Jungbuchen beträgt der Unterwuchs-Deckungsgrad etwa 30%.

Tabelle 2.2.1-1: Bestandesstruktur der Vergleichsbestände. dg: Durchmesser des Grundflächenmittelstamms, hg: Höhe des Grundflächenmittelstamms

Eigenschaften 2023	Stieleiche	Roteiche	Buche	Fichte*	Kiefer	Douglasie
Areal (m ²)	2667	2262	3300	2544	2562	2532
Stammzahl (1/ha)	75	615	161	303	660	221
Grundfläche (m ² /ha)	19,5	28,2	28,8	54,0	28,9	37,8
dg (cm)	57,5	24,5	48,1	47,8	23,6	47,0
hg (m)	29,0	22,8	31,1	33,8	26,7	34,1
Alter (a)	140	71	176	141	105	54

*: Die Daten des Fichtenbestands geben den Zustand vor der Borkenkäferkalamität 2023 wieder.

Die Intensivmonitoringflächen Klötze Kiefer und Klötze Douglasie liegen etwa 1 km voneinander entfernt im Landschaftsschutzgebiet Zichtauer Berge und Klötzer Wald in der Altmark auf einer Höhe von 100 m bzw. 110 m ü NN. Beide Bestände wurden in der Vergangenheit nur mäßig durchforstet, beim Kiefernbestand gab es aber durch Windwurf wiederholt Ausfälle, so dass der Douglasienbestand von beiden der homogenere und geschlossenere Bestand ist. Im Kiefernbestand gibt es in Folge der entstandenen Bestandeslücken einen großen Anteil junger Bäume zwischen 5 und 10 cm BHD. Der Unterwuchs hat zusammen mit der noch nicht zum Baumbestand gerechneten Kiefern-Naturverjüngung einen Deckungsgrad von etwa 30% und besteht daneben aus jungen Birken, Faulbaum, Vogelbeere, Eiche und Traubenkirschen, sowie Gräsern (Drahtschmiele), Seggen und Moosen. Im dichten Douglasienbestand gibt es dagegen keine Naturverjüngung und kaum Jungbäume (Vogelbeere, Bergahorn, Traubenkirsche), die als Sämlinge zum Unterwuchs beitragen. Der Gesamtdeckungsgrad des Unterwuchses beträgt hier etwa 5%, den größten Anteil machen dabei Drahtschmiele und Dornfarn aus. Daneben gibt es verbreitet Moose.

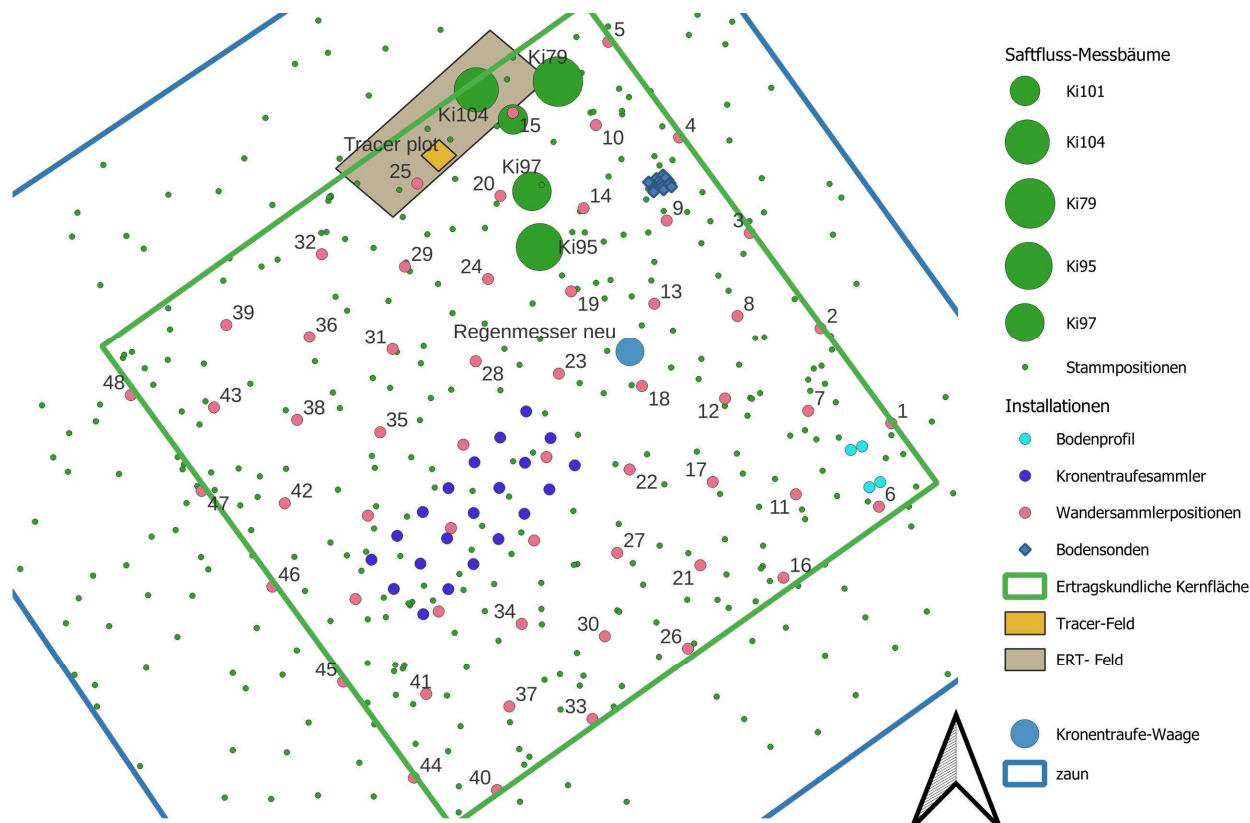


Abbildung 2.2.1-2: Übersichtsplan der Untersuchungsfläche Klötze Kiefer. Die Feinwurzelinventur fand nach Abschluss der Messungen nahe bei Baum Ki104 statt. Die Symbolgröße der Saftflussmessbäume ist proportional zu ihrem BHD, von den anderen Bestandesbäumen ist nur die Stammposition markiert. Nicht nummerierte Wandersammlerpositionen des 7m x 7m-Rasters wurden nicht verwendet und bei der bestandesrepräsentativen Kronentraufe-Berechnung durch nahegelegene feststehende Sammler ersetzt.

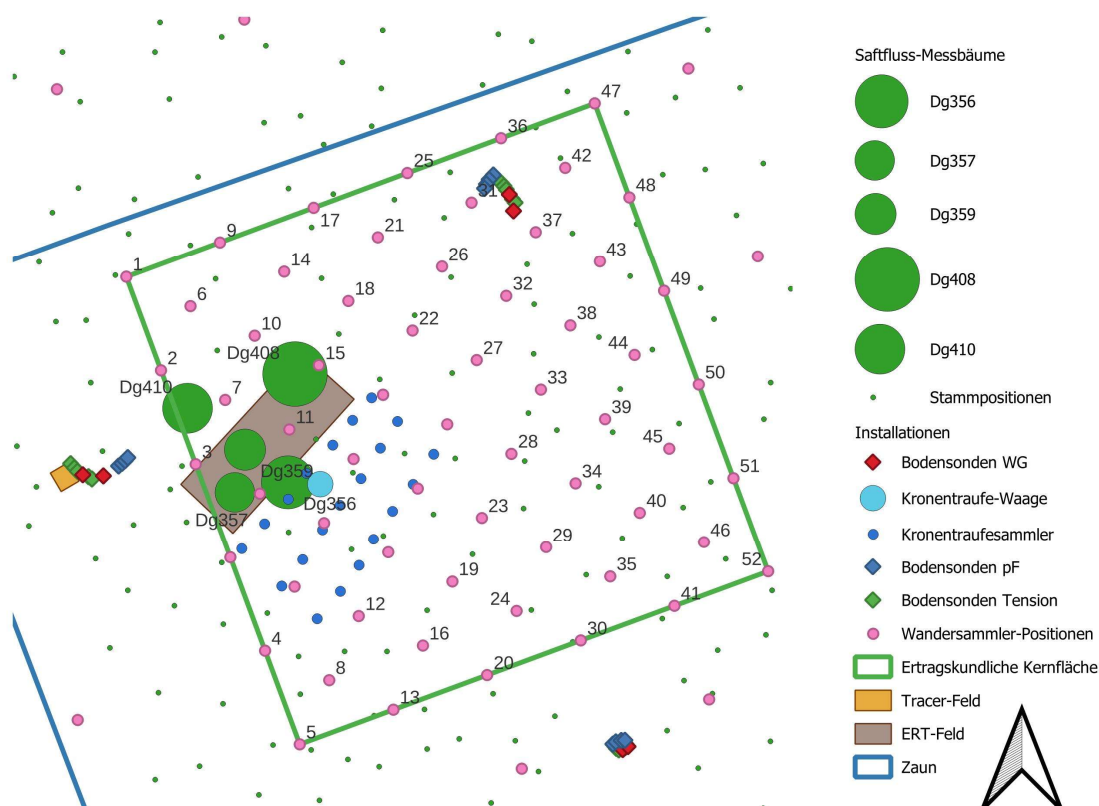


Abbildung 2.2.1-3: Übersichtsplan der Untersuchungsfläche Klötze Douglasie. Die Symbolgröße der Saftflussmessbäume ist proportional zu ihrem BHD, von den anderen Bestandesbäumen ist nur die Stammposition markiert. Nicht nummerierte Wandersammlerpositionen des 7m x 7m-Rasters wurden nicht verwendet und bei der bestandesrepräsentativen Kronentraufe-Berechnung durch nahegelegene feststehende Sammler ersetzt.

2.2.1.2 Feinwurzelinventuren

Die Feinwurzelverteilung und andere Bodenparameter lagen von den fünf Level II-Flächen schon durch frühere Untersuchungen vor und mussten in dem Fall nur bei der Kiefernfläche nachgeholt werden, um die genau im Bereich des ERT-Felds vorliegenden Bodeneigenschaften zu analysieren (3 Wiederholungen, vergl. Kapitel 2.2.3.7). Bei der Roteichenfläche gab es jedoch noch gar keine Daten zur Wurzelverteilung – hier wurden die Bodenparameter deshalb mit einem bestandesrepräsentativen Ansatz erhoben (10 Wiederholungen).

Das Vorgehen bei den Feinwurzelinventuren war bei beiden Beständen gleich. Zunächst wurde die Humusauflage mit einem Humustopf von 30 cm Durchmesser abgehoben. Von der so freigelegten Mineralbodenoberfläche wurde mit einem 8 cm-Durchmesser-Wurzelbohrer eine 15 cm tiefe Bodensäule entnommen und in 5cm-Schichten zerteilt und in Probenbeutel aus Plastik verpackt. Anschließend wurde in dem entstandenen Loch eine zweite 15 cm-Bodensäule entnommen und in Schichten zerteilt. Aus der dadurch entstandenen Vertiefung wurde mit maschineller Unterstützung ein Bodensäulenzylinder von 7 cm Durchmesser entnommen, der bis zur Tiefe von 110 cm reichte (bei Kiefer: bis 90 cm). In dem verbleibenden Hohlraum wurde dann mit einem weiteren Bohrgerät eine Bodensäule mit 3,8cm Durchmesser entnommen. Die Bodensäule wurde so zerteilt, dass Schichtgrenzen bei 0, 5, 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90, 100, 110, 130, 150, 170 und gegebenenfalls 190 cm Mineralbodentiefe entstanden. Vor dem Verpacken der Tiefenstufen-Proben wurden aus jeder Tiefenstufe 5 Ministechzylinder entnommen, um auch die Trockenrohdichte und den Wassergehalt zum Zeitpunkt der Probenahme bestimmen zu können.

Die wesentlichen Ergebnisse von der Roteichenfläche zeigen, dass es in ca. 30-50 cm Mineralbodentiefe ein Skelettband gibt (Abb. 2.2.1-4), während die darunterliegenden Bodenschichten weniger Grobboden enthalten und die Tiefenstufe in 90 – 130 cm sogar sehr wenig.

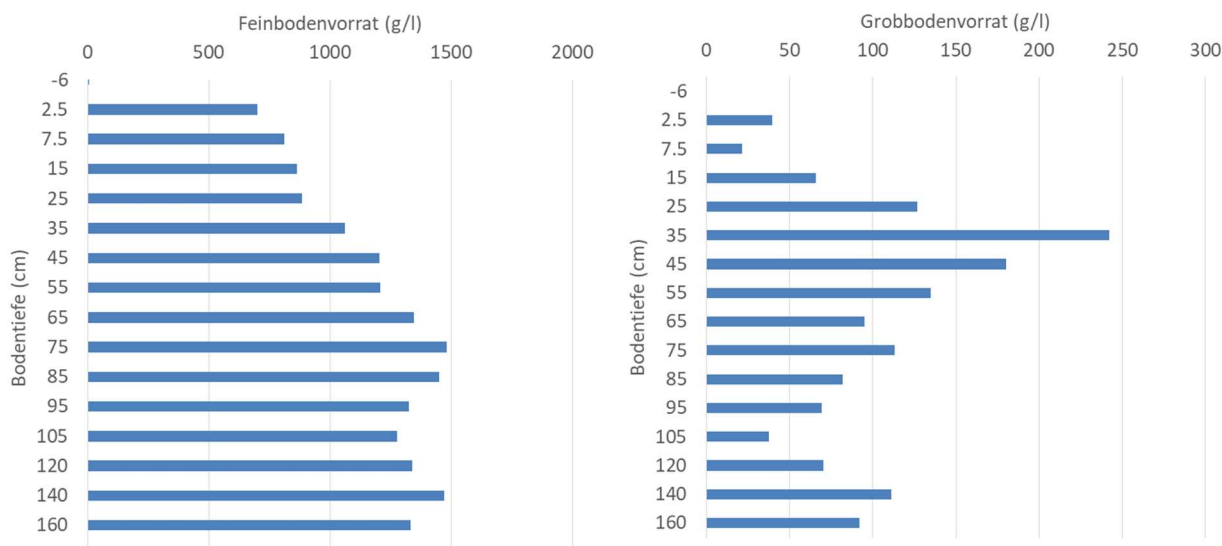


Abbildung 2.2.1-4: Mittlerer Feinbodenvorrat und Mittlerer Grobbodenvorrat in Tiefenstufen des Mineralbodens der Roteichenfläche. Die Bodentiefen geben jeweils den Mittelpunkt einer Tiefenstufe an.

Gerade der Bereich des Skelettbands ist auch stark von Grobwurzeln der Roteichen durchsetzt, während sich die Feinwurzeln ganz überwiegend darüber befinden (Abb. 2.2.1-5). Ein weiteres Maximum der Grobwurzelndichte befindet sich in 70 - 80 cm Tiefe und damit in derselben Tiefenstufe, in der auch ein leichter Anstieg von Grobbodenanteil und Feinbodenvorrat erkennbar ist. Nachdem in 80 - 90 cm Tiefe gar keine Grobwurzeln vorgefunden wurden, wies die weniger grobbodenreiche und auch etwas weniger feinbodenhaltige Tiefenstufe von 90 - 110 cm Tiefe die tiefsten vorgefundenen Grobwurzeln auf.

Das Maximum der Durchwurzelung mit Feinwurzeln lag in der Humusauflage und den oberen 10 cm des Mineralbodens. Die Feinwurzelndichte nimmt von dieser Schicht an annähernd exponentiell bis 50 cm Tiefe ab, bleibt aber in den Tiefenstufen von 50 - 130 cm fast konstant auf einem niedrigen Niveau, mit lokalen Maxima bei 60 - 70 cm Bodentiefe und 90 - 100 cm Bodentiefe – in beiden Tiefenstufen ist der Grobbodenanteil geringer als in Nachbartiefen. Auch die besonders grobbodenarme Tiefenstufe in 90 - 130 cm Tiefe ist noch in nennenswertem Maße mit Roteichenfeinwurzeln durchsetzt, darunter geht die Roteichenfeinwurzelndichte gegen Null.

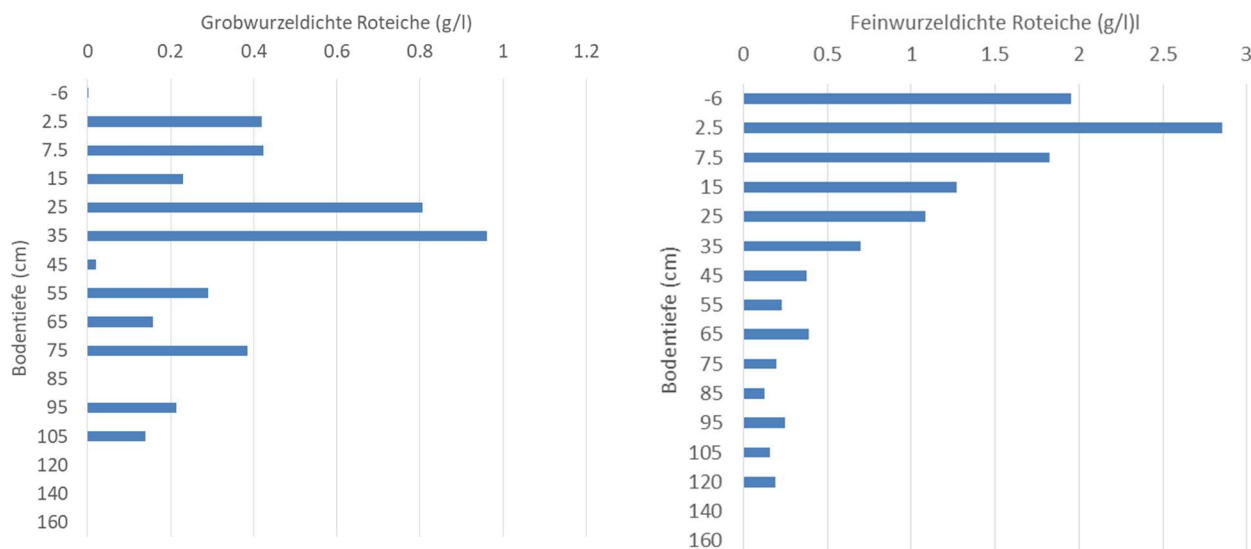


Abbildung 2.2.1-5: Mittlere Grob- und Feinwurzelverdichte nur der Hauptbaumart auf der Roteichenfläche. Die Bodentiefen geben jeweils den Mittelpunkt einer Tiefenstufe an.

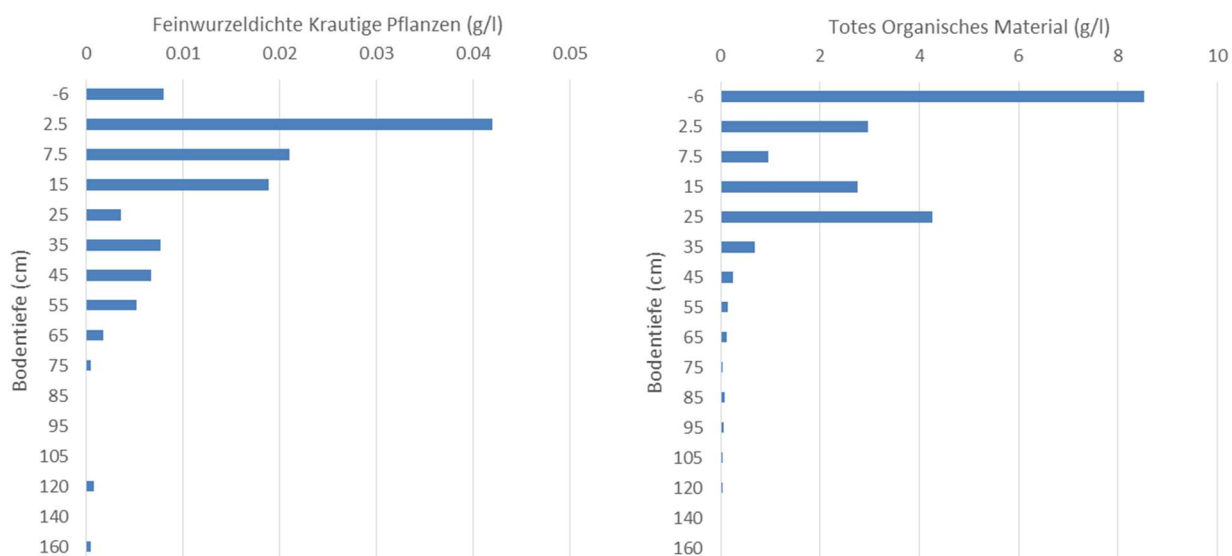


Abbildung 2.2.1-6: Mittlere Feinwurzelverdichte der krautigen Pflanzen und Tiefenstufenverteilung des toten organischen Materials auf der Roteichenfläche. Die Bodentiefen geben jeweils den Mittelpunkt einer Tiefenstufe an.

Die Feinwurzelverdichte krautiger Pflanzen ist auf der Roteichenfläche um eine Zehnerpotenz geringer als die der Roteichen. Sie hat ein Maximum in 0 - 5 cm Bodentiefe und sinkt oberhalb des Skelettbands in 20 - 30 cm Tiefe sehr stark ab. In der grobbodenreichen Tiefenstufe von 30 - 50 cm hat die Feinwurzelverdichte der krautigen Pflanzen ein weiteres Maximum und sinkt darunter auf ca. Null, die krautigen Feinwurzeln reichen aber auf der Roteichenfläche noch bis 170 cm Tiefe und erreichen nur dort Feinwurzelverdichten, die in derselben Größenordnung liegen wie die der Roteichen. An der Verteilung des toten organischen Materials lässt sich ablesen, dass die biologische Hauptaktivität ganz wesentlich oberhalb des Skelettbands stattfindet.

Auf der Kiefernfläche lagen flächenrepräsentative Bodenprofildaten schon vor. Wegen der dreidimensional aufgelösten Untersuchungen auf dem ERT-Feld wurden hier zusätzliche Erhebungen an drei Positionen durchgeführt. Dabei lag das Profil 1 in einem relativ weit von anderen Bäumen entfernten Zwischenstammbereich zwischen dem Saftflussmessbaum Ki104 und dem Tracer-Feld. Profil 2 lag in der Nähe von Baum Ki106 und das dritte Profil unmittelbar am Stammfuß von Baum Ki104 in Richtung Zentrum des ERT-Felds. Der Tiefengradient der Trockenrohdichte des Feinbodens war zwischen den drei Profilen ähnlich, er unterschied sich auch nicht sehr von den 2009 erhobenen flächenrepräsentativen Mittelwerten, abgesehen von der in den oberen 5cm des Mineralbodens deutlich geringeren Trockenrohdichte im ERT-Feld (Abb. 2.2.1-7).

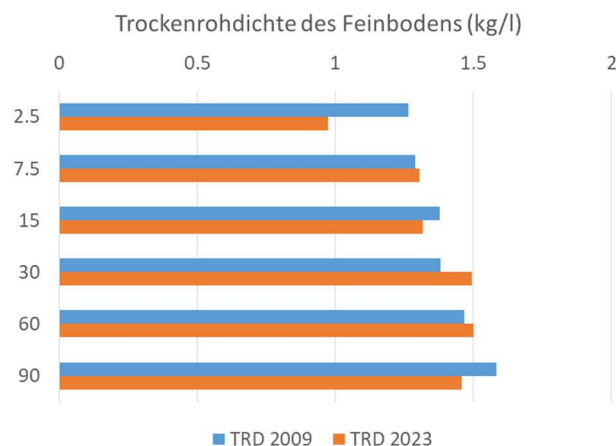


Abbildung 2.2.1-7: Trockenrohdichte des Feinbodens auf der Kiefernfläche im Bereich des ERT-Felds (TRD 2023) im Vergleich zum flächenrepräsentativen Mittel (TRD 2009). Die Bodentiefen geben jeweils den Mittelpunkt einer Tiefenstufe an.

Größere Unterschiede zwischen den Profilen gab es aber in Bezug auf die Grobbodenanteile. Hier zeigte sich, dass in dem aus eiszeitlichen Ablagerungen entstandenen, insgesamt skelettarmen Boden punktuell sehr hohe Grobbodenanteile vorkommen können (vgl. Abb. 2.2.1-8). Bei Grabungen in der Nähe der Untersuchungsfläche wurden im an sich skelettarmen Sandboden dann auch Gesteinsblöcke bis etwa 30cm Durchmesser gefunden, die bei der Beprobung mit einem 8cm-Bohrsäulenzylinder aber nicht gefunden werden können. Die hohen Grobbodendichten in den unterschiedlichen Tiefenstufen der Profile 2 und 3 beruhen auf Steinen bis 4 cm Durchmesser, die zusammen mit vielen kleineren Grobbodenfragmenten in der jeweiligen Tiefenstufe vorkamen. Alle drei Profile im ERT-Feld sind demnach für die Untersuchungsfläche zumindest punktuell ungewöhnlich grobbodenreich.

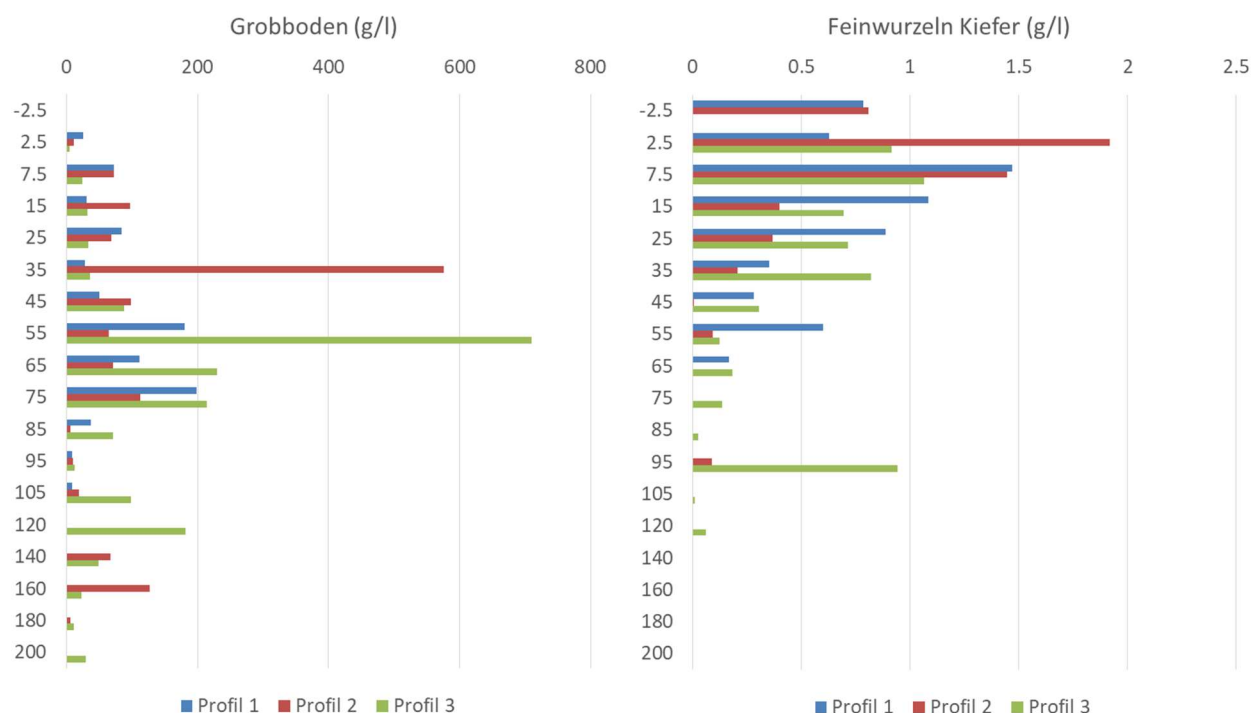


Abbildung 2.2.1-8: Grobbodendichte der drei beprobten Bodensäulen (links) und Feinwurzeldichten der Hauptbaumart Kiefer. Profil 1 konnte aus technischen Gründen nur bis 110m untersucht werden. Die Bodentiefen geben jeweils den Mittelpunkt einer Tiefenstufe an.

Ähnlich wie bei der Roteichenfläche deutet sich auch auf der Kiefernfläche ein Zusammenhang zwischen der Feinwurzeldichte und dem Vorkommen hoher Grobbodenanteile an. Zumindest kommen bei Profil 2 und 3 nur in der Tiefenstufe des Unterbodens hohe Feinwurzeldichten vor, in der die Grobbodendichten sehr gering sind, während in den Tiefenstufen mit außergewöhnlich hohem Grobbodenanteil sehr geringe Feinwurzeldichten gefunden wurden.

Anders als bei der Roteichenfläche spielt auf der Kiefernfläche die Begleitvegetation krautiger Pflanzen eine größere Rolle. Die Feinwurzeldichten der krautigen Pflanzen liegen im ERT-Feld in einer ähnlichen

Größenordnung wie die Feinwurzeldichten der Hauptbaumart (Abb. 2.2.1-9), die krautigen Wurzeln reichen aber nicht ganz so tief wie die Kiefernwurzeln.

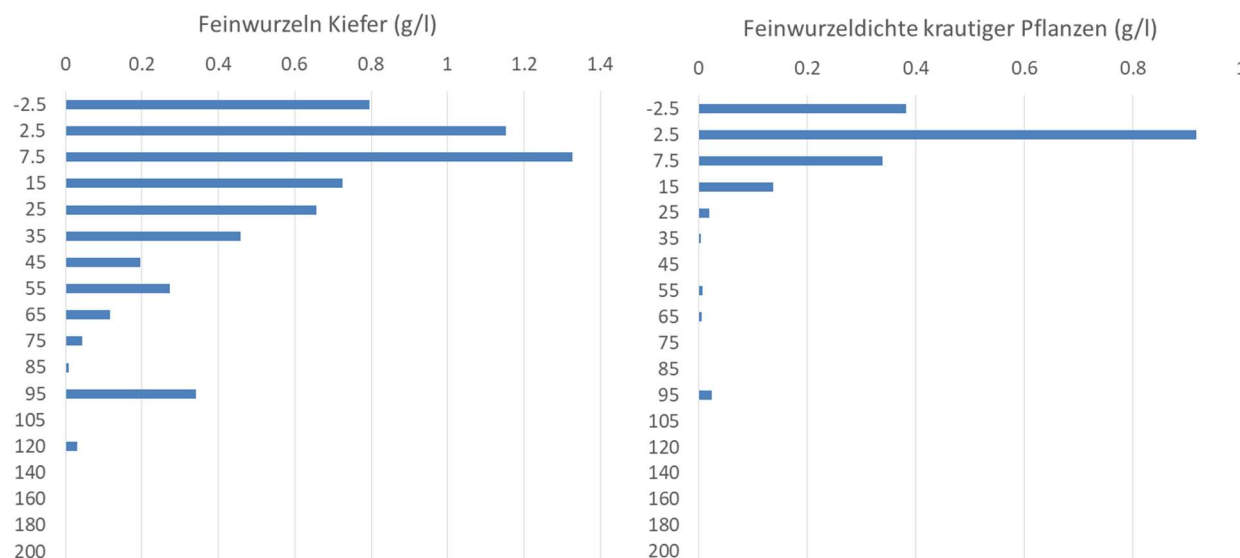


Abbildung 2.2.1-9: Mittlere Feinwurzeldichte der Kiefern (links) und von krautigen Pflanzen (rechts) im ERT-Feld. Die Bodentiefen geben jeweils den Mittelpunkt einer Tiefenstufe an.

2.2.1.3 Gesamtblattfläche der Bestände

Die Messung des Blattflächenindex (LAI, Chen & Black, 1992) erfolgte einmal jährlich zum Zeitpunkt der größten Belaubung (Anfang August bis Mitte September) und im Frühling vor dem Laubaustrieb 2023 zur Erhebung des Reduktionsfaktors für den winterlichen Belaubungszustand bzw. des Holzoberflächenindex SAI. Die hemisphärischen Fotos zur Ermittlung des Klumpungskoeffizienten an den LAI-Messpositionen wurden im September 2022 und August 2023 durchgeführt. Bei den LAI-Messungen wurde das vollständige 7m-Raster nur im Sommer 2023 verwendet und parallel dazu auch das aus 16 Rasterpunkten bestehende LAI-Messraster, welches in den anderen Jahren verwendet wurde – die Ergebnisse beider Messraster wichen um maximal 10% voneinander ab (Maximum beim Kiefernbestand, hier lagen 4 der 16 Punkte außerhalb des eigentlichen Betrachtungsareals).

Am Beispiel des Fichtenbestandes lassen sich die darauf folgenden Berechnungen gut nachvollziehen, da es hier einige Besonderheiten gab: Nach den im Zuge der Borkenkäferkalamität 2023 erfolgten Stammentnahmen, reduzierte sich die Bestandesgrundfläche des betrachteten Fichtenbestandes von 54 m²/ha auf 44,9 m²/ha und die Stammzahl von 303 Bäumen/ha auf 252 Bäume/ha (alle Angaben beziehen sich auch im Folgenden auf die im Juni 2023 festgelegten Bestandesgrenzen, vgl. Tabelle 2.2.1-2 und Abb. 2.2.1-10). Aufgrund der gravierenden Bestandesveränderung mussten in diesem Fall die Fish-eye-Fotos wiederholt werden, um für die neue Bestandessituation angemessene Klumpungskoeffizienten ableiten zu können.

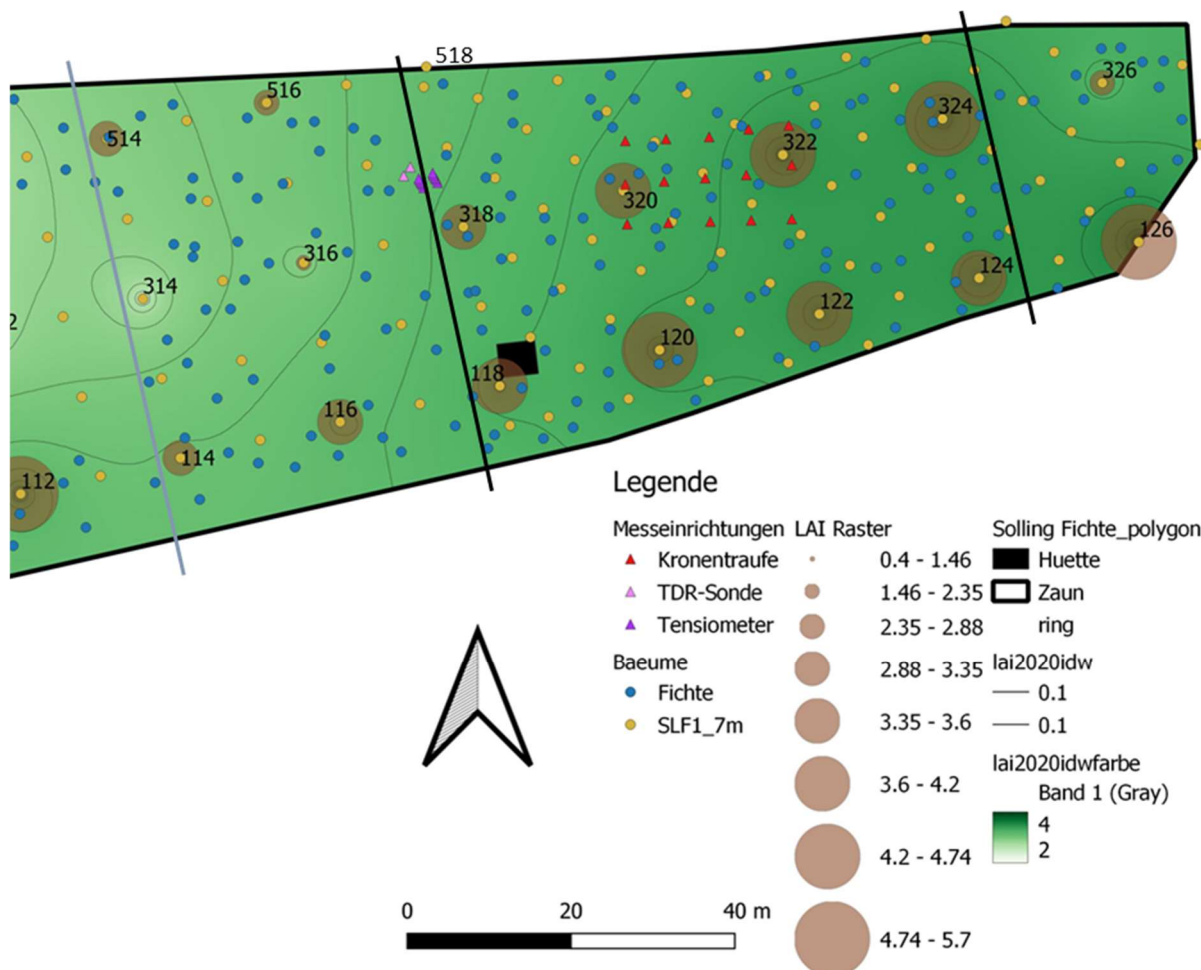


Abbildung 2.2.1-10: Östliche Hälfte der Intensivmonitoringfläche Solling Fichte mit LAI-Messungen aus dem Jahr 2020. Die ursprünglich als Bestandesgrenze gedachte Linie (blau) entlang der Rasterpunkte 114, 314 und 514 wurde nach erneutem Borkenkäferbefall im Juni 2023 durch zwei Grenzlinien (schwarz, hier zu Darstellungszwecken ca. 2 m nach außen verschoben) ersetzt, die entlang der Rasterpunkte 118 und 318 bzw. 124 und 324 eines 20 x 20m-LAI-Messrasters verlaufen, sodass von der ersten Messung im Jahr 2022 nur 9 LAI-Messpunkte übernommen werden konnten. Die Bodenfeuchtemessungen im Fichtenbestand liegen dadurch am Rand der Fläche und wurden durch den Sanitärhieb freigestellt. Das 20 x 20m-Messraster wurde für die Interzeptionsbestimmung auf ca. 7 x 7m verdichtet (SLF1_7m).

Die Fichtenfläche war durch die Verlegung auch nach dem Sanitärhieb noch weitgehend homogen, da nur in den randlichen Bereichen nahe der Rasterpunkte 318 und 320 Baumentnahmen stattfanden. Diese schlugen sich in den LAI-Messungen auch nieder (4,3 im August 2022 und 3,8 im August 2023 nach der Kalamität, Tabelle 2.2.1-2). Bei den LAI-Messungen vom August 2022 auf der Fichtenfläche mussten von den 9 Messpunkten 3 Messpositionen wegen ungeeigneter Fish-Eye-Fotos (hierdurch war keine Klumpungskorrektur möglich) verworfen werden, sodass nur die Messungen der verbleibenden 6 Messpunkte (120, 122, 124, 318, 320 und 322) ausgewertet und mit den Messungen der anderen Jahre verglichen wurden.

Neben dem LAI-Jahresmaximum (LAI_{max}) werden für alle Bestände auch weitere Kronendachparameter bestimmt. Dabei wurde die Licht-Transmission mittels Fish-Eye-Fotos erfasst und gibt den mit dieser Methode bestimmbaren Anteil durch das Kronendach fallenden Lichts auf Basis des sichtbaren Himmels im Zenitwinkelbereich von 0-60° an. Der Klumpungskoeffizient nach Chen & Cihlar (1995) ist am größten ($CC = 1$), wenn die Blattflächen im Raum gleichmäßig verteilt sind, sodass alle Kronendachlücken im Fish-Eye-Foto gleich groß sind und ist umso kleiner, je variabler die Größe der Kronendachlücken auf dem Foto infolge ungleichmäßiger räumlicher Blattflächenverteilung ist. Während sich die Transmission im Durchschnitt aller Messpositionen bei der Fichte zwischen August 2022 und August 2023 etwas erhöht hat, sank der Klumpungskoeffizient von 0,78 auf 0,72 (durch die Baumentnahmen war die Blattmassenverteilung stärker geklumpt). Die „diffuse non-interceptance“ (DIFN), also der Anteil nicht vom Kronendach interzipierter diffuser Strahlung, basiert auf der differenziellen Messung von diffuser Strahlung über der Krone und unter dem Kronendach mit den zwei Sensoren des LAI-2200 und sollte im Idealfall der abgeleiteten Lichttransmission aus den Fish-Eye-Fotos entsprechen. Bei der Fichte stiegen Transmission und DIFN durch die Bestandesveränderungen zwischen August 2022 und August 2023 an. DIFN lag dabei auf einem niedrigeren Niveau und wies eine etwas geringere Veränderung auf. Die geringere Zunahme von DIFN im Vergleich zur Transmission wurde als Hinweis darauf gewertet, dass die instabilen Lichtbedingungen am 31.8.2022 (intensive Strahlung hinter einem dünnen Wolkenschleier) im Fichtenbestand in der Messung mit dem LAI-2200 auch schon bei den 6 ausgewählten Messpunkten einen leicht verfälschenden Einfluss auf das

Messergebnis hatten, weil hier möglicherweise bei dem einen oder anderen Punkt während der Messung ungleiche Lichtbedingungen am Freiflächenstandort und am Waldstandort geherrscht haben. Neben dem LAI_{max} ging auch der SAI in diesem Zeitraum leicht zurück. Das räumliche Maximum des LAI ging ebenfalls zurück, während der Minimalwert fast unverändert blieb.

*Tabelle 2.2.1-2: Blattflächenindex und zugehörige Kronendach-Parameter im Jahr 2023**

	Stieleiche	Roteiche	Buche	Fichte*	Kiefer	Douglasie
Transmission	0,38	0,11	0,21	0,25 (0,32)	0,31	0,10
Klumpung	0,78	0,96	0,81	0,78 (0,72)	0,84	0,89
DIFN	0,31	0,05	0,08	0,18 (0,22)	0,24	0,08
LAI_{max}	2,6	4,3	4,7	4,3 (3,8)	4,0	6,0
LAI-Spanne	0,7 – 4,0	3,2 – 5,7	2,9 – 7,6	2,4 - 4,9 (2,3 - 4,5)	2,2 – 6,3	4,8 – 7,1
SAI	0,7	0,9	0,7	0,9 (0,8)	0,6	1,5

* Beim Fichtenbestand basiert der Vergleich auf Messung an 6 Rasterpunkten. Dargestellt sind die Messungen vom August 2022 und in Klammern die Messwerte vom August 2023.

2.2.1.4 Verhältnis LAI_{min} zu LAI_{max} bei Koniferen

Aufgrund der geringen Punktzahl der messtechnisch etwas unsicheren Messung aus dem August 2022 wurde die Wintermessung 2022/2023 im Vergleich zur Sommermessung 2020 ausgewertet, bei der 25 Messpunkte der gesamten Intensivmonitoringfläche Solling Fichte verwendet werden konnten, um die Beziehung zwischen dem winterlichen Minimal-LAI (LAI_{min}) und sommerlichem LAI_{max} herzustellen. Dies ist möglich, weil es zwischen dem Sommer 2020 und der Wintermessung 2022/2023 keine bedeutenden strukturellen Veränderungen auf der Fläche gegeben hat. Für den im Projekt verwendeten Ausschnitt „Fichtenfläche“ wurde im Sommer 2020 denn auch ein LAI_{max} von 4,2 mit SAI 0,9 bestimmt, der bei Berücksichtigung eines geringfügigen Zuwachses zwischen beiden Zeitpunkten auch im Vergleich zur Messung aus dem Jahr 2022 plausibel erscheint. Das rechnerische Verhältnis zwischen LAI_{min} und LAI_{max} der 25 Messpunkte betrug 0,88 – berücksichtigt man den geringfügigen Zuwachs von $LAI_{max} = 4,2$ im Jahr 2020 auf $LAI_{max} = 4,3$ im Jahr 2022, ergibt sich ein Verhältnis von 0,86 für die mit dem winterlichen Nadelverlust von August 2022 bis März 2023 verbundene Abnahme des LAI. Dieses Verhältnis ähnelt dem in Weis et al. (2023) verwendeten Wert von 0,8 und wurde zur Abschätzung des LAI_{min} in den drei Untersuchungsjahren herangezogen. Die LAI-Messung vom August 2024 ergab für die Fichtenfläche deutlich niedrigere Werte als die Messungen direkt nach den Stammnahmen im August 2023.

Bei der Kiefernfläche konnten wegen wechselnder Himmelsbedingungen und dann einsetzendem Regen bei der Messung vom April 2023 nur 11 Messpunkte in den Vergleich der Wintermessungen mit den Sommermessungen desselben Jahres einbezogen werden. Hieraus ergab sich für die Kiefer ein Verhältnis von 0,54 zwischen LAI_{min} und LAI_{max} , also etwas mehr als der in Weis et al. (2023) verwendete Wert von 0,5. Ein weiterer Vergleich anhand der LAI-Messungen an den Standorten der festinstallierten Kronentraufesammler, wo ebenfalls zu beiden Zeitpunkten der LAI bestimmt wurde (aber kein Klumpungskoeffizient), ergab ein Verhältnis von 0,51. Das am 7m-Messraster ermittelte Verhältnis von 0,54 der klumpungskorrigierten LAI-Werte erschien daher plausibel und wurde als bestandestypischer Wert bei der Berechnung der Winter-LAI-Werte verwendet.

Für den Douglasienbestand konnten 22 Messpunkte des 7m-Messrasters verwendet werden. Hier ergab der Vergleich zwischen den LAI-Messungen im April 2023 und August 2023 ein LAI_{min}/LAI_{max} -Verhältnis von 0,85 und damit – wie bei den anderen beiden Nadelbaumarten – einen etwas höheren Wert als den in Weis et al. (2023) angenommenen Wert (0,8 bei Douglasie).

2.2.1.5 Belaubungsdynamik im Projektzeitraum

Die Auswertung der jährlichen LAI-Messungen auf einem 16-Punkt-Raster ergab bei den 6 Beständen eine etwas unterschiedliche Dynamik. Grundsätzlich zeigte sich, dass der Roteichenbestand und der Douglasienbestand als geschlossene Bestände die gleichmäßigste Blattverteilung im Raum hatten (Klumpungskoeffizienten $\geq 0,89$). Dabei ist zu berücksichtigen, dass Koniferen aufgrund des monopodialen Wachstums ihre Blattfläche nicht beliebig gleichmäßig im Raum verteilen können, sodass sie grundsätzlich eine stärker geklumpete Blattflächenverteilung aufweisen. Buche und Kiefer lagen hinsichtlich der Gleichmäßigkeit der Blattflächenverteilung im Mittelfeld und die am stärksten heterogenen Bestände sind in dieser Hinsicht der Stieleichen und der Fichtenbestand, die durch den Ausfall einzelner Baumkronen ja auch Bestandeslücken aufweisen. Besonders die heterogeneren Bestände Stieleiche, Buche und Kiefer hatten im extrem trockenen und heißen Sommer 2022 eine geringere Kronenblattfläche als im Jahr 2023. Bei Stieleiche und Buche kann das auf ein reduziertes Blattwachstum, z.B. einen ausbleibenden Johannistrieb zurückzuführen sein und besonders bei der Stieleiche auch auf Schädlingsbefall (Eichenfraßgesellschaft), der schon im Jahr des Befalls zu einer Verringerung der Blattfläche führt. Eine andere Möglichkeit zur

Blattflächenreduktion sind von den Bäumen aktiv herbeigeführte Blattverluste (Percival, 2023) oder Zweigabsprünge (Cladopsis), die z.B. bei Stieleichen beschrieben wurden (Rust & Roloff, 2002). Bei der ebenfalls heterogenen Fichtenfläche gibt es dagegen die Sonderentwicklung durch den Borkenkäferbefall, der – als wahrscheinliche Nachwirkung des trockenen und warmen Sommers 2022 – verzögert erst im Jahr 2023 zu einer Abnahme der Kronenbelaubung führte. Die beiden homogenen und geschlossenen Bestände Roteiche und Douglasie hatten dagegen im Jahr 2022 eine ausgesprochen hohe Blattfläche, beim Roteichenbestand ist es sogar die höchste im Projektzeitraum. Anders als die Stieleiche werden Roteichen kaum von einheimischen Schädlingen befallen (Vor et al., 2015), sodass eine darauf beruhende Blattflächenreduzierung kaum zustande kommen kann. Aktiv reduziertes Blattflächenwachstum hätte sich aber in der Messung niederschlagen müssen und dies ist trotz der Trockenheit zumindest bis zum Zeitpunkt der Messung (2.8.2022) anscheinend nicht passiert. Die geringsten Bodenfeuchten und relativen Luftfeuchten sind am Standort allerdings auch erst nach diesem Zeitpunkt im August und September 2022 aufgetreten, sodass die Roteichen daran mit der zuvor entwickelten großen Kronendach-Blattfläche schlecht angepasst waren. Im besonders feuchten Sommer 2023 erreichten sie dagegen nur eine relativ geringe Belaubung. Der Kiefern- und der Buchenbestand erreichten ihre maximale Blattfläche im besonders feuchten Sommer 2023, während die Belaubung des Douglasienbestands (wohl wachstumsbedingt und in Anpassung an die 2023 und 2024 größere Wasserverfügbarkeit) und die des Stieleichenbestands (hier bestehen durch die Bestandeslücken große Zuwachspotenziale) kontinuierlich über die drei Vegetationsperioden zunahm.

Tabelle 2.2.1-3: Dynamik der Bestandesblattflächen (LAI) im Projektzeitraum

	LAI _{min} 2022	LAI _{max} 2022	LAI _{min} 2023	LAI _{max} 2023	LAI _{min} 2024	LAI _{max} 2024
Stieleiche	0	1,7	0	2,6	0	2,9
Roteiche	0	5,3	0	4,3	0	4,6
Buche	0	3,9	0	4,7	0	4,2
Fichte	3,6	4,3	3,7	4,3 3,8*	3,3	3,3
Kiefer	2,0	3,6	2,2	4,0	1,6	3,0
Douglasie	5,0	5,9	5,1	6,0	5,3	6,3

*Bei Fichte gilt in der Vegetationsperiode 2023 der angegebene Wert von 4,3 bis zur Räumung am 16. Juni und danach der hinter dem Trennstrich angegebene Wert von 3,8.

2.2.1.6 LAI-Modellierung

Für die Hauptbaumarten und Douglasie sind verschiedene allometrische Modelle publiziert worden, mit denen die Bestandesblattfläche (**LA**) auf Basis der Bestandesdichte **n** (Bäume/ha), dem Brusthöhendurchmesser (**D**) und der Baumhöhe (**H**) des Grundflächenmittelstamms und dem Baumalter (**A**) berechnet werden kann (vgl. Tabelle 2.2.1-4). Einige der Modelle berechnen im Original nur die Bestandes- oder Baum-Blattmasse (**LW**) und ihr Ergebnis muss daher mit der arttypischen spezifischen Blattfläche **SLA** (m²/g) multipliziert werden, um die Gesamtblattfläche des Kronendachs zu erhalten. Der LAI ergibt sich dann nach Teilung durch die Arealfläche.

Die aufgeführten Modelle der Hauptbaumarten wurden zunächst anhand von Messdaten aus anderen Jahren und von anderen Level II-Beständen aus Deutschland und dem benachbarten europäischen Ausland geprüft, um das jeweils zu verwendende Modell a priori auszuwählen. Dabei wurden jeweils die Bestandesdaten und LAI-Messungen der folgenden Bestände verwendet:

1. Buche: Level II-Plots Nr. 101, 301, 304, 306, 604, 606, 613, 704, 852, 856, 858, 859, 862, 1207, 1408 und 1606 aus Deutschland, Nr. 11 und 21 aus Belgien, sowie Nr. 1 und 17 aus Ungarn
2. Eiche: Level II-Plots Nr. 1406 und 1608 aus Deutschland, Nr. 16 aus Belgien, sowie Nr. 3 und 16 aus Ungarn (LAI im letzten Fall aus Laubstreusammlungen, Jahre 2009, 2014 und 2019/2020)
3. Fichte: Level II-Plots Nr. 303, 305, 806, 808, 812, 819, 1401, 1402, 1403, 1407, 1605 und 1607 (alle Deutschland)
4. Kiefer: Level II-Plots Nr. 707, 1101, 1202, 1203, 1204, 1205 und 1405 aus Deutschland, Nr. 15 aus Belgien, Nr. 5 und 30 aus Spanien, Nr. 15 aus Ungarn und Nr. 4 aus Slowenien

Bei einigen Beständen mussten Begleitbaumarten durch das jeweilige Modell mitberücksichtigt werden. Hierdurch konnten die Modelle, die sich nur auf einzelne Arten beziehen, nicht auf alle Bestände angewendet werden. Da Bestandesinventuren und LAI-Messungen selten zum gleichen Zeitpunkt erhoben werden, wurden Bestandesdaten aus dem Winter vor oder nach dem LAI-Messjahr bei der Auswertung zugelassen. Die drei Abwandlungen des vollständigen Modells nach Weis, Wendelin et al. (2023) ergeben sich durch Weglassen des Terms für die Altersabhängigkeit („Weis B“: Gleichung ohne +d ln A) bzw. der beiden Terme für die Altersabhängigkeit und die Höhenabhängigkeit aus der Formel („Weis A“: Gleichung ohne +c ln H + d ln A, vgl. Tab. 2.2.1-4). Die Einstufung der Modelleignung erfolgt anhand des Modellfehlers (Root Mean Square Error, RMSE) und des Bias, also der Abweichung von der Größenordnung der Messwerte.

Tabelle 2.2.1-4: Vergleichene allometrische Modelle. *a, b, c und d* sind artspezifische Konstanten des jeweiligen Modells.

Modell	LA (Blattfläche), LW (Blattmasse)	Baumarten
Bugmann, 1994	$LA = 0.5 SLA_{fresh} * aD^b$	10
Hammel & Kennel, 2001	$LA = aD + bD^2 + cD^3$	5
Wirth et al., 2004	$LW = e^{a+b \ln D + c \ln^2 D + d \ln H + e \ln^2 H + f \ln A}$	<i>P. abies</i>
Cienciala et al., 2006	$LW = e^{a+b \ln D + c \ln H + d \ln A}$	<i>P. sylvestris</i>
Wutzler et al., 2008	$LW = aD^b * H^c$	<i>F. sylvatica</i>
Ahrends et al., 2010	$LA = SLA(e^{a+b \log(D)}(1+c))/d$	5
Forrester et al., 2017	$LW = e^{a+b \ln D + c \ln A}$	27
Vonderach et al., 2018	$LW = a + bD^c * H^d$	4 Koniferen
(Weis, Wendelin et al., 2023) (3 Versionen)	$LW = e^{a+b \ln D + c \ln H + d \ln A}$	5

Acht für Buche gedachte allometrische LAI-Modelle konnten anhand der Messdaten verglichen werden. Die Ergebnisse (Abb. 2.2.1-11) zeigen, dass die allometrischen Modelle einen wesentlich weiteren LAI-Wertebereich umspannen als die tatsächlich gemessenen LAI-Werte, die bei den 20 verschiedenen Beständen nur zwischen LAI= 4 und LAI=7 variierten. Alle Modelle weisen dabei große Abweichungen zu den Messwerten auf und können die relativen Unterschiede zwischen den Beständen nur schlecht abbilden. Als relativ beste Modelle wurden die Modelle nach Weis (B) und Weis (C) identifiziert – während der Modellfehler insgesamt bei Weis (B) mit 1,2 etwas geringer ist und die Bestandes-LAI-Werte dabei im Mittel um ca. 0,3 unterschätzt werden, ist der Modellfehler bei Weis (C) etwas größer, während die Bestände im Mittel um ca. 0,2 überschätzt werden (vgl. die Zusammenstellung in den Tabellen 2.2.1-5 und 2.2.1-6). Die beiden Modelle sind damit nur wenig besser als das ebenfalls relativ gut abschneidende Modell nach Bugmann. Für die Anwendung auf den Buchenbestand im Solling wurde das Modell nach Weis (B) ausgewählt, da es mit weniger Parametern zu einem gleich guten Ergebnis führt wie das Modell Weis (C).

Bei Eiche waren 7 Modelle für den Vergleich mit den vorliegenden Messdaten geeignet. Auch hier ist der Wertebereich der modellierten LAI-Werte größer als der gemessene Wertebereich. Dies ist jedoch ausschließlich auf das am stärksten überschätzende Modell nach Forrester zurückzuführen (Abb. 2.2.1-12). Alle anderen Modelle ergeben, ähnlich wie die gemessenen LAIs, Werte zwischen etwa 2 und 6,5. Die Modellformulierungen von Bugmann und Weis A führen auffallend zu fast den gleichen Ergebnissen. Während die beiden Bestände mit dem niedrigsten LAI von allen Modellen mehr oder weniger stark überschätzt werden, zeigt sich bei den anderen Messwerten bei fast allen Modellen eine relative Zunahme des modellierten Werts mit zunehmendem LAI-Messwert. Dies gilt auch für die beiden hinsichtlich RMSE bzw. Bias besten Modelle (Bugmann bzw. Hammel + Kennel) – wegen der größeren Bedeutung des RMSE für die Modellanwendung wurde das Bugmann-Modell für die Anwendung auf den Projekt-Eichenbestand ausgewählt.

Acht Modelle konnten anhand der Fichten-Level II-Plots verglichen werden. Ähnlich wie bei den Eichen könnte man hier durch Auslassen von zwei Plots (der geringste und der höchste Messwert) eine bei allen Modellen relativ plausible relative Einstufung der Bestände kreieren. Die extremsten Abweichungen von den verbleibenden Messwerten produziert dann das Modell nach Wirth. Die Modellfehler (RMSE) sind bei allen Modellen zu hoch. Am besten schneidet im Vergleich das Modell nach Weis (B) ab, das auch den geringsten Bias aufweist (Abb. 2.2.1-13). Für Kiefern waren insgesamt 9 Modelle verfügbar. Bis auf das Modell von Cienciala tendieren dabei alle anderen Modelle dazu, einen mehr oder weniger konstanten LAI-Wert zu produzieren, der die relativ großen Unterschiede zwischen den Kiefernbeständen nicht gut abbilden kann. Das Modell von Cienciala führt zwar zu einer größeren Variabilität zwischen den modellierten LAI-Werten der verschiedenen Bestände, die modellierten Werte liegen jedoch fast alle viel zu hoch. Daher sind bei diesem Modell sowohl RMSE als auch Bias am größten. Den geringsten RMSE weist das Modell nach Hammel & Kennel auf, dass zugleich die Größenordnung der Messwerte am besten trifft (Bias = 0, Abbildung 2.2.1-14).

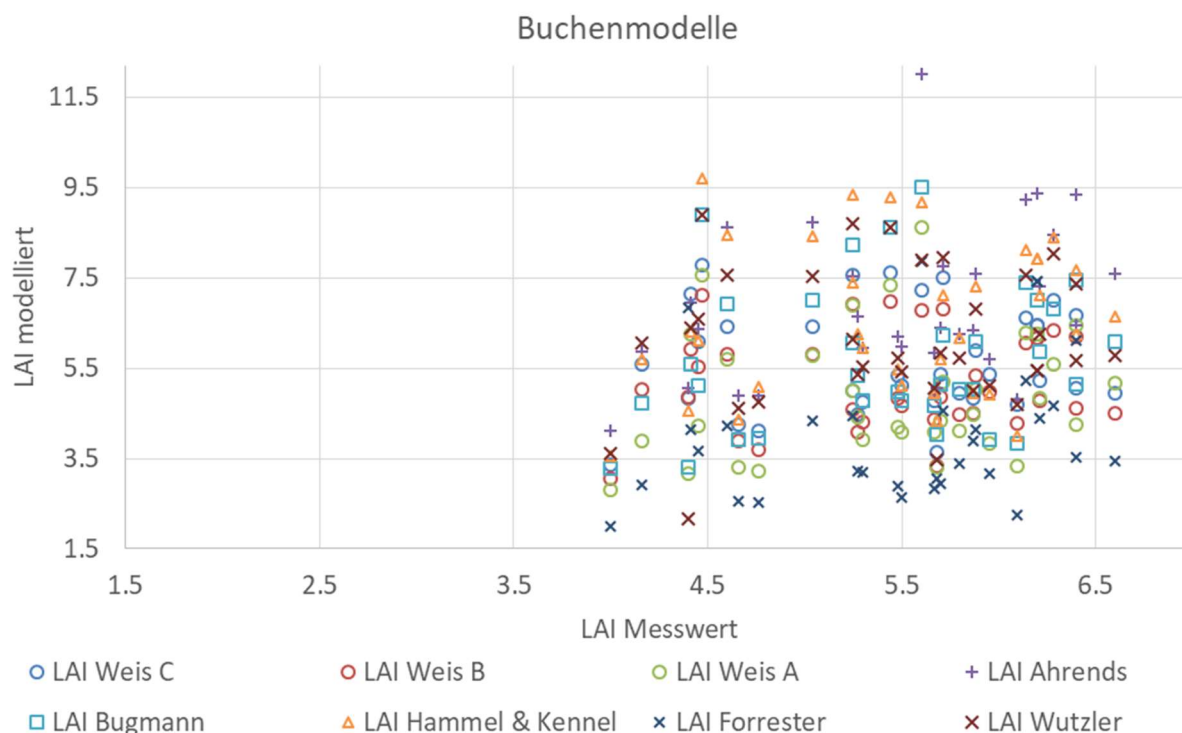


Abbildung 2.2.1-11: Vergleich des mit verschiedenen Modellen berechneten LAI-Werts von Buchenbeständen mit gemessenen LAI-Werten.

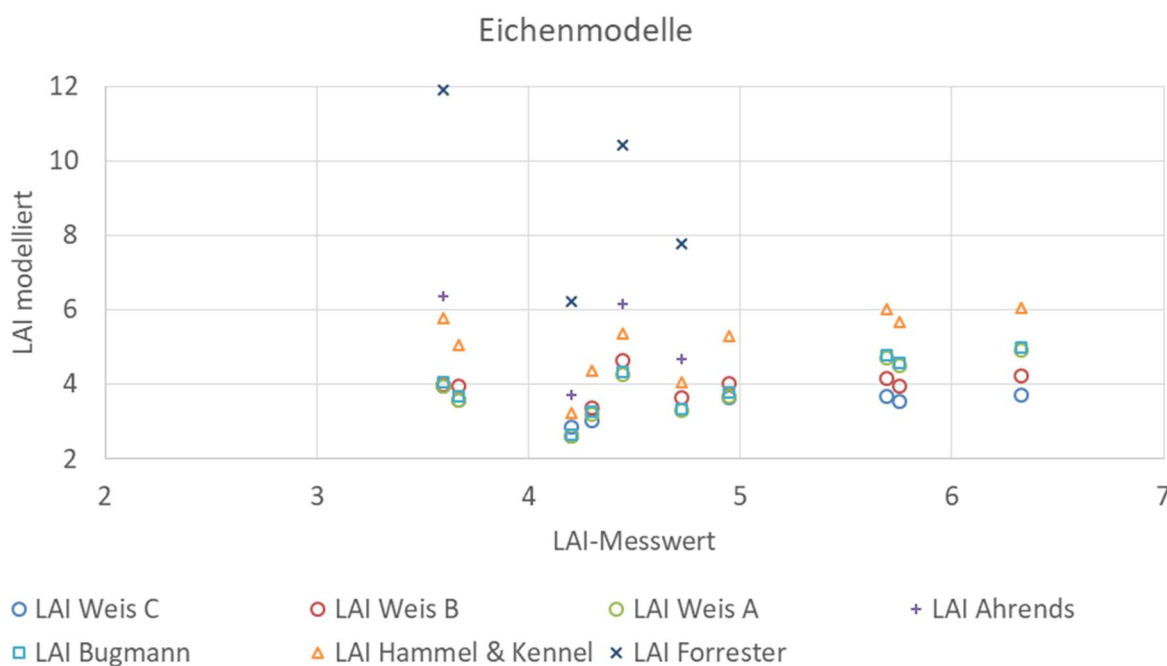


Abbildung 2.2.1-12: Vergleich des mit verschiedenen Modellen berechneten LAI-Werts von Eichenbeständen mit gemessenen LAI-Werten.

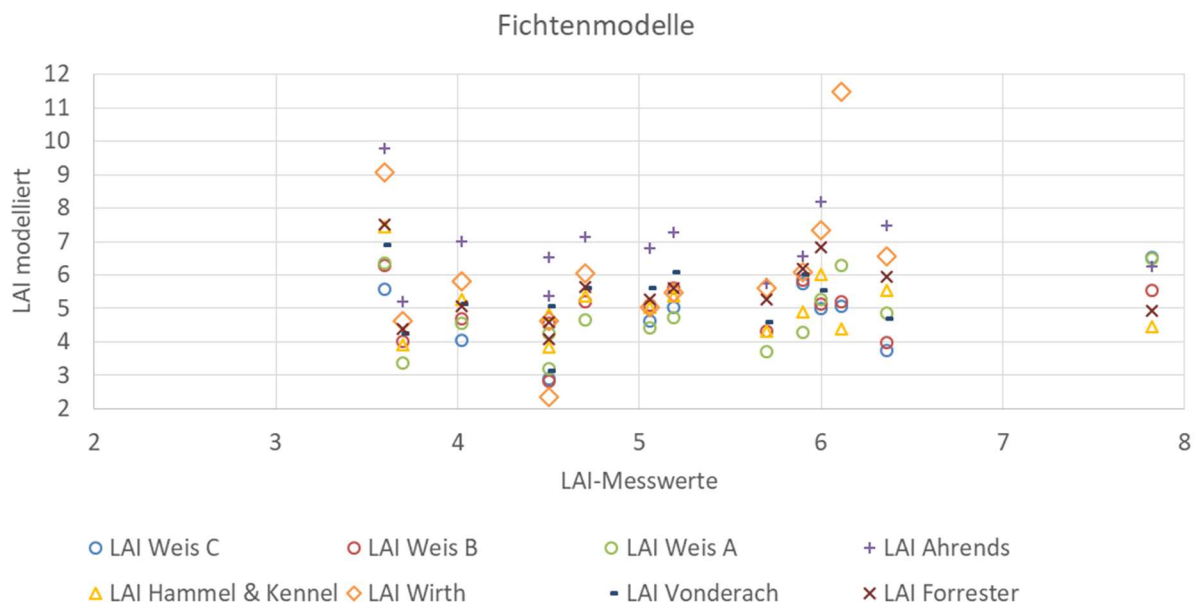


Abbildung 2.2.1-13: Vergleich des mit verschiedenen Modellen berechneten LAI-Werts von Fichtenbeständen mit gemessenen LAI-Werten.

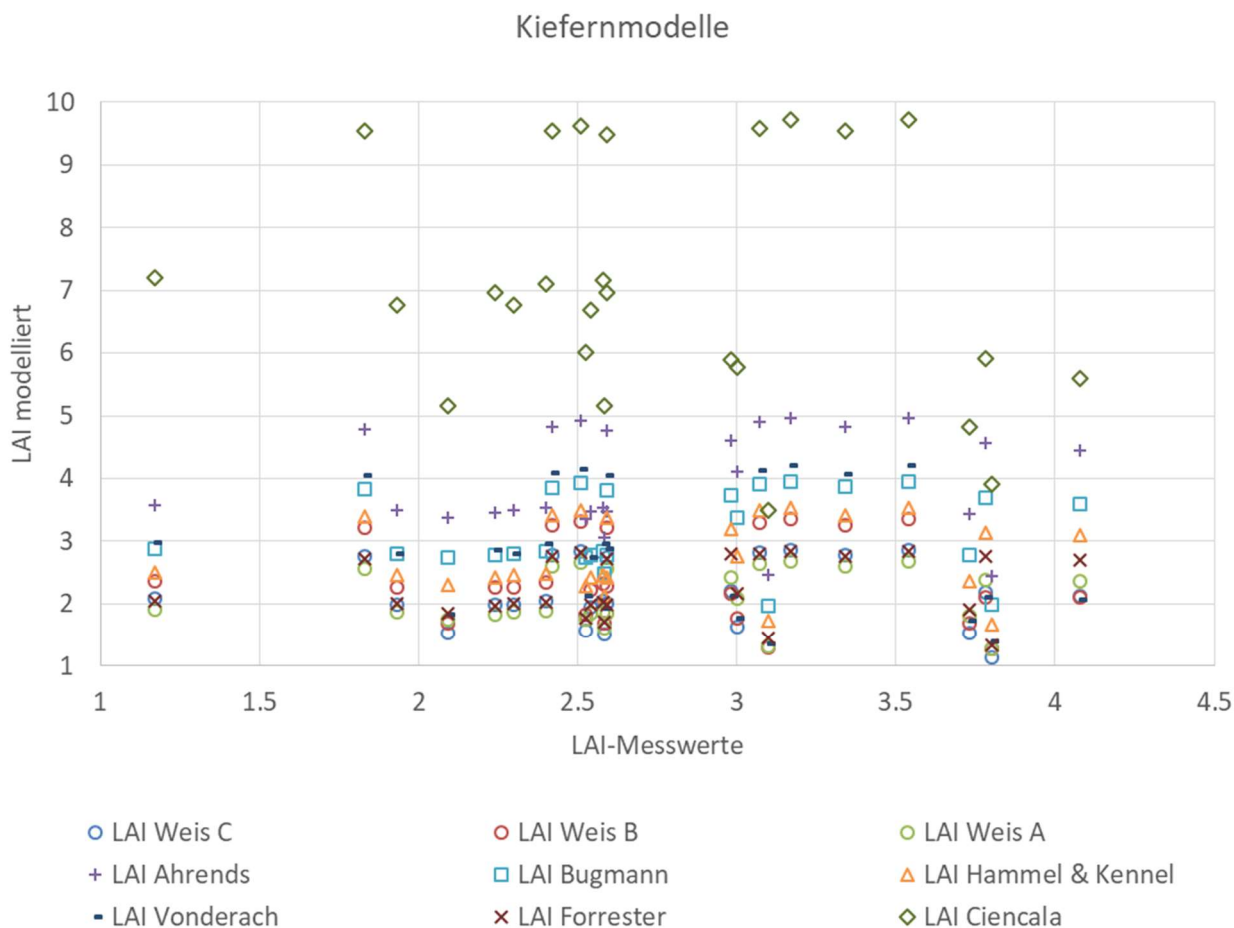


Abbildung 2.2.1-14: Vergleich des mit verschiedenen Modellen berechneten LAI-Werts von Kiefernbeständen mit gemessenen LAI-Werten.

Tabelle 2.2.1-5: Root Mean Square Error der verglichenen Modelle.

RMSE	Buche	Eiche	Fichte	Kiefer
Bugmann	1,6	1,0		0,9
Hammel & Kennel	2,0	1,1	1,5	0,8
Wirth			2,4	
Cienciala				4,8
Wutzler	1,7			
Ahrends	2,5	1,5	2,6	1,5
Forrester	2,5	5,4	1,4	0,9
Vonderach			1,4	1,3
Weis A	1,5	1,1	1,3	1,0
Weis B	1,2	1,2	1,2	1,1
Weis C	1,3	1,5	1,4	1,2

Tabelle 2.2.1-6: Bias der verglichenen Modelle.

Bias	Buche	Eiche	Fichte	Kiefer
Bugmann	0,3	-0,8		0,4
Hammel & Kennel	1,1	0,3	0,1	0,0
Wirth			1,4	
Cienciala				4,3
Wutzler	0,6			
Ahrends	0,9	1,0	2,1	1,2
Forrester	-1,7	4,8	0,7	-0,5
Vonderach			0,5	0,1
Weis A	-0,5	-0,9	-0,3	-0,7
Weis B	-0,3	-0,9	0,0	-0,4
Weis C	0,2	-2,0	-0,3	-0,6

Die Anwendung des a priori ausgewählten, jeweils am besten für die jeweilige Baumart geeigneten allometrischen LAI-Modells, führt bei den Hauptbaumarten für die drei Messjahre zu mehr oder weniger konstanten, leicht ansteigenden modellierten LAI-Werten (Tab. 2.2.1-7), abgesehen von der Fichte. Da es nur bei der Fichtenfläche eine Veränderung der Stammzahl gab und der Durchmesser des Grundflächenmittelstamms (dg) bei allen Flächen durch das Wachstum gleichmäßig zugenommen hat, entspricht dies den Möglichkeiten der allometrischen Modelle. Besonderheiten einer Vegetationsperiode, die auf Blattfraß durch Schädlinge oder auf Blattverluste in Folge der Anpassung an die meteorologischen Bedingungen beruhen, können durch allometrische Modelle nicht abgebildet werden, sodass eher damit zu rechnen ist, dass sie den durchschnittlichen Messwert der drei Messjahre reproduzieren können. Bei den vorausgewählten Modellen war dies jedoch nur bei Stieleiche (Modell nach Bugmann) der Fall (Tab. 2.2.1-7). Während das Modell Weis (B) den LAI-Messwert der Buchenfläche und der Fichtenfläche deutlich überschätzte, liegt das Modell Hammel & Kennel beim Kiefernbestand mit seiner Berechnung deutlich unter den Messwerten.

Tabelle 2.2.1-7: Modellierte LAI_{max} -Werte der a priori ausgewählten Modelle mit ihrer Abweichung zu den gemessenen LAI_{max} -Werten (in Klammern).

LAI_{max} modelliert	2022	2023	2024
Buche Weis B	5,2 (+1,3)	5,3 (+0,6)	5,4 (+1,2)
Stieleiche Bugmann	2,2 (+0,5)	2,2 (-0,4)	2,3 (-0,6)
Fichte Weis B	5,1 (+0,8)	5,1 (+0,8) 4,2 (+0,4)	4,3 (+1,0)
Kiefer Hammel & Kennel	2,1 (-1,5)	2,1 (-1,9)	2,2 (-0,8)

Unter den nicht ausgewählten Modellen gab es aber zum Teil deutlich bessere Ergebnisse (Tab.2.2.1-8). Bei Buche und Fichte werden die besten Ergebnisse durch Abwandlung des Modells nach Weis, Wendelin et al. (2023) erreicht, sodass die Ursachen für die Abweichungen erkennbar werden können: So ist es beim Buchenbestand offenbar besser, wenn die Abhängigkeit des LAI von der Baumhöhe nicht im Modell berücksichtigt wird, weil sonst die Gesamtblattfläche des Kronendachs überschätzt wird. Wenn die Bäume etwa 4m höher wären als sie den Bestandesinventuren nach sind, würde ihr LAI bei diesem Bestand auch mit dem Modell Weis (B) so richtig eingeschätzt, wie es das Modell Weis (A) tut.

Tabelle 2.2.1-8: Beste Ergebnisse der nicht ausgewählten Modelle mit ihrer Abweichung zu den gemessenen LAI_{max} -Werten (in Klammern)

LAI_{max} modelliert	2022	2023	2024
Buche Weis A	4,3 (+0,4)	4,3 (-0,4)	4,4 (+0,2)
Fichte Weis C	4,6 (+0,3)	4,6 (+0,3) 3,8 (-0)	3,8 (+0,5)
Kiefer Ahrends	3,1 (-0,5)	3,2 (-0,8)	3,2 (+0,2)

Der Grund liegt möglicherweise in einer Besonderheit des Buchenbestandes, nämlich der für die erreichte Baumhöhe schon geringen Stammzahl pro Hektar, die etwa halb so groß ist wie beim vergleichbaren Fichtenbestand im Solling. Hintergrund hierfür ist die Notwendigkeit zu Sanitärhieben in der Vergangenheit, durch die der Bestand zuletzt 2018 und 2019 aufgelichtet wurde. In der Folge gibt es zwar keine zusätzliche Blattfläche im Kronenraum, aber knapp unterhalb der Messhöhe von 1,50 m eine große Zahl junger Buchen, die wohl mehr als die Hälfte des Bestandesareals als dichte Hecke bedecken. Wenn ihr Blattflächenindex einbezogen werden könnte, würde dies schätzungsweise die Abweichung des Weis (B)-Modells beim Buchenbestand vollständig erklären.

Beim Fichtenbestand im Solling ist es dagegen offenbar besser, wenn zusätzlich zu BHD und Höhe (Modell Weis B) auch das Alter der Bäume in die Berechnung einbezogen wird (Modell Weis C), da es bei Fichten eine altersabhängige Abnahme der Blattfläche gibt, die auch in einem Alter von 140 Jahren noch eine große Rolle spielt (im Gegensatz z.B. zu Buchen, wo die Blattfläche mit dem Baumalter geringfügig zunähme). Auch im Fichtenbestand gab es durch Sanitärhiebe in der unmittelbaren Bestandesumgebung (zuletzt 2019) eine gewisse (seitliche) Auflichtung des Bestands, aber nur relativ wenig Unterwuchs-Fichten, die als Erklärung für die Abweichung des Modells Weis (B) in Frage kommen. Bei beiden Fichtenmodellen fällt noch auf, dass sie die LAI_{max} -Abnahme aufgrund der Borkenkäferkalamität für größer halten als sie den Messwerten nach ausgefallen ist. Hier könnte eine Rolle spielen, dass die Messung im Sommer 2022 erst am 31.8.2022 (also zwei Monate nach Projektbeginn des Bearbeiters) durchgeführt werden konnte. Zu diesem Zeitpunkt war ausweislich der Streufallmessungen im Bestand aber schon ein Teil der Nadelmasse verloren gegangen, da der Streufall in dem trockenen Jahr ungewöhnlich früh einsetzte.

Die Unterschätzung des Kiefern-LAI durch das Modell Hammel & Kennel könnte ebenfalls mit einer Besonderheit des Bestandes zusammenhängen. Auch hier gab es in der Vergangenheit Auflichtungen, nur sind die dadurch schneller wachsenden Jungbäume mit Höhen zwischen 5 und 10 m bereits Teil des Kronendachs und tragen auch zur Ermittlung des Durchmessers des Grundflächenmittelstamms (dg) bei. Der durch ihre Anzahl große Einfluss der Jungbäume auf die Mittelung des Durchmessers ist dabei größer als ihr tatsächlicher Anteil am Kronendach, sodass ein bestandestypischer dg in diesem Fall eigentlich etwas höher liegen sollte. Anders als das Modell nach Ahrends et al. (2010) verzichten (Hammel & Kennel, 2001) auf die Verwendung der arttypischen spezifischen Blattfläche (SLA) und lassen den dg in dreifacher Weise in die LAI-Berechnung eingehen.

2.2.1.7 LAI-Modelle für Douglasie und Roteiche

Bei den beiden Alternativbaumarten gibt es, außer der im Projekt verwendeten Douglasienfläche, keine Level II-Plots, die zum Vergleich herangezogen werden könnten, sodass hier die vorhandenen Modelle nicht zuvor verglichen werden konnten. Da für Roteiche kein Modell verfügbar war, wurden hilfsweise die Eichenmodelle am Roteichenplot ausprobiert und für Douglasie wurden alle verfügbaren Modelle anhand der Daten der Douglasienfläche des Projekts verglichen (Tab. 2.2.1-9). Wegen der relativen Konstanz der

allometrischen Modelle im Vergleich zu den vegetationsperioden-spezifischen LAI-Messwerten wurden jeweils die Mittelwerte aller drei Jahre von modelliertem und gemessenem LAI-Wert miteinander verglichen, für Douglasie wurde also ein mittlerer LAI_{max}-Messwert von 6,1 und für Roteiche ein gemittelter Messwert von 4,7 verwendet.

Tabelle 2.2.1-9: Modellierte LAI_{max}- Werte für Douglasie und Roteiche (Mittelwert für 2022, 2023 und 2024) mit Abweichung zum mittleren LAI_{max} der drei Untersuchungsjahre. Bei Roteiche wurde immer die Eichenvariante des jeweiligen Modells verwendet. In rot sind die jeweils geringsten Modellabweichungen hervorgehoben.

LAI _{max} modelliert	LAI _{max} Douglasie	Abweichung Douglasie	LAI _{max} Roteiche	Abweichung Roteiche
Bugmann			4,2	-0,5
Hammel & Kennel			5,1	+0,4
Ahrends			5,9	+1,2
Forrester	6,3	+0,2	9,8	+5,1
Vonderach	4,1	-2,0		
Weis A	4,5	-1,6	4,2	-0,5
Weis B	4,2	-1,9	3,8	-0,9
Weis C	4,4	-1,7	4,0	-0,7

Da beide Bestände geschlossen und sehr homogen sind (vgl. die Klumpungskoeffizienten aus Tab. 2.2.1-2) können die bei der Modellanwendung im Kiefern-, Buchen- und Fichtenbestand möglicherweise relevanten Bestandesbesonderheiten (s.o.) hier keine Rolle spielen, sodass die beiden Bestände gut zur Evaluierung der Modelle an einem Einzelfall geeignet sind. Die Modellergebnisse für Douglasie zeigen große Unterschiede zwischen den Modellen – hier liegt das Forrester-Modell mit einem modellierten LAI_{max} von 6,3 sehr nahe am mittleren gemessenen LAI_{max}-Wert von 6,1, während die anderen für Douglasie konzipierten Modelle den LAI_{max} des Bestandes alle deutlich unterschätzen. Bei der Roteiche schneidet das Modell von Hammel & Kennel für Eiche am besten ab, das den LAI der Roteichenfläche um 0,4 überschätzt. Fast ebenso gut geeignet sind die Eichenmodelle Bugmann und Weis A, die den Roteichen-LAI um 0,5 unterschätzen. Abgesehen vom Forrester-Modell, das auch bei der Stieleichenfläche zu starken Überschätzungen führt, zeigt sich, dass die für „Eiche“ konzipierten Modelle zumindest in diesem Entwicklungsstadium des Bestandes auch für Roteiche eingesetzt werden können.

2.2.1.8 Interzeption

Das Jahr 2022 war von den drei Messjahren an allen Standorten das in Bezug auf Niederschläge trockenste Jahr (Tab. 2.2.1-10). Es wurde gefolgt von einem sehr feuchten, niederschlagsreichen Jahr 2023 und einem überdurchschnittlich niederschlagsreichen Jahr 2024. Von den geringen Jahresniederschlägen fielen 2022 nur 32% bis 42% in den sechs Monaten der Vegetationsperiode, in den Jahren 2023 und 2024 lag dieser Anteil mit etwa 42% - 52% höher, sodass speziell die Vegetationsperiode im ersten Messjahr (1. Mai bis 31. Oktober 2022) außerordentlich trocken war.

Tabelle 2.2.1-10: Freilandniederschläge [mm] auf den maximal 3 km von den Untersuchungsflächen entfernten Freiflächen während eines Jahres bzw. (in Klammern) während der Vegetationsperiode vom 1.5. bis 31.10. des Jahres.

	2022	2023	2024*
Ehrhorn	680 (280)	1202 (501)	974 (493)
Klötze	433 (180)	846 (358)	688 (352)
Solling	907 (292)	1484 (623)	1315 (583)

*: Der 31.12.2024 aus den Freilandniederschlagsmessungen im Solling und die Messungen nach dem 21.12.2024 in Ehrhorn lagen zum Berichtszeitpunkt noch nicht vor.

Räumliche Variabilität

Der Bestandesniederschlag wurde mit den feststehenden Sammlern ca. 14-tägig gemessen, hierdurch gab es an 15 (Buche) bzw. 21 Positionen des feststehenden Sammlerfelds in den drei Messjahren bis zu 78 Sammlerleerungen, während es an den restlichen bis zu 52 Messpositionen der Wandersammler entlang des 7m x 7m-Rasters im Durchschnitt nur 4 - 5 Messungen gab. Parallel zu den Sammlern im Bestand wurden auch auf der Freifläche bis zu 78 Sammlerleerungen von je drei feststehenden Freilandniederschlagssammlern durchgeführt. Zusätzlich wurden die zeitlich hochaufgelösten Niederschlags- bzw. Kronentraufemessungen je einer Niederschlagswägung auf der Freifläche und im Bestand auf die Leerungszeiträume aggregiert ausgewertet. Die in meistens 15-minütigen Messintervallen erhobenen Niederschlagswägungen wurden auch dazu verwendet, die gesammelten Niederschläge an zusätzlichen

Zeitgrenzen wie dem Jahreswechsel proportional aufzuteilen. Dabei wurden die Daten der Freilandniederschlagssammler vorrangig auf Basis der Freilandniederschlagswägung zeitlich aufgeteilt, bei Messausfall aber auch nach der Kronentraufewägung oder bei Ausfall beider Wägungen nach den Zeitanteilen der jeweiligen Teilperioden. Die Kronentraufe wurde vorrangig auf Basis der Kronentraufewägung, sonst auf Basis der Freilandniederschlagswägung und, wenn beides nicht möglich war, auf Basis der Zeitanteile der Teilperioden aufgeteilt.

Das über drei Jahre gemittelte lokal an einem Sammlerstandort gemessene Verhältnis des Bestandesniederschlags zum Durchschnitt des feststehenden Sammlerfelds (Ortsfaktoren) beruhte damit bei den Wandersammlern auf wesentlich weniger Messungen als bei den feststehenden Sammlern und den Standorten der hochaufgelösten Wägungen. Dennoch war die Standardabweichung bei ihrer Ermittlung aus verschiedenen Leerungsperioden in allen Beständen nicht wesentlich höher und sogar meistens niedriger als die der feststehenden Kronentraufesammler und ist in Tabelle 2.2.1-11 jeweils mit angegeben. Dass die Standardabweichung bei der Mittelung der Ortsfaktoren auch bei Vorliegen von wenigen Messungen im Durchschnitt nicht größer ist als die bei Vorliegen vieler Messungen kann als ein Hinweis auf ihre strukturbedingte Konstanz gewertet werden.

Tabelle 2.2.1-11: Über die drei Messjahre gemitteltes Verhältnis der verschiedenen Niederschlags-Sammler bzw. -Waagen zur mittleren Kronentraufe des Messfelds aus feststehenden Kronentraufesammlern (Ortsfaktoren) für die Position der feststehenden Kronentraufesammler, der zeitlich hochauflösenden Kronentraufewaage, der Freilandniederschlagssammler, der zeitlich hochauflösenden Freilandniederschlagswaage und der wandernden Kronentraufesammler. Die Standardabweichung der Ortsfaktoren ist nur in den Fällen angegeben, wo diese aus separater Betrachtung der Sammler-Leerungszeiträume abgeleitet wurden.

%	KTsammler	KTwägung	FNsammler	FNwägung	KTwandersammler
Stieleiche	0,66 - 1,31 ± 0,3	1,27	1,31 ± 0,29	1,12	0,67 - 1,33 ± 0,22
Roteiche	0,89 - 1,15 ± 0,17	-	1,28 - 1,29 ± 0,4	1,16	0,69 - 1,13 ± 0,13
Buche	0,83 - 1,23 ± 0,42	0,94	1,27 - 1,29 ± 0,16	1,17	0,5 - 1,10 ± 0,31
Fichte	0,86 - 1,14 ± 0,42	0,89	1,34 - 1,35 ± 0,28	1,28	0,55 - 1,22 ± 0,23
Kiefer	0,72 - 1,22 ± 0,25	0,9	1,34 - 1,36 ± 0,32	1,07	0,66 - 1,38 ± 0,18
Douglasie	0,8 - 1,17 ± 0,21	0,91	1,78 - 1,81 ± 0,6	1,34	0,74 - 1,31 ± 0,22

Die Ortsfaktoren der Kronentraufesammler waren besonders bei Buche und Fichte deutlich niedriger als die Ortsfaktoren bei Betrachtung aller Rasterpunkte des Bestandes. Insofern sind die Standorte der feststehenden Kronentraufesammler bei diesen beiden Beständen weniger repräsentativ für den Gesamtbestand als eine räumlich repräsentative Messung entlang des 7 m x 7 m-Rasters, die bei der Buche zu einer um 14,2% niedrigeren Kronentraufe und beim Fichtenbestand zu einer um 9% niedrigeren bestandesrepräsentativen Kronentraufe führt (vgl. Tabellen 2.2.1-12 und -13). Bei allen anderen Beständen betrug die Abweichung der bestandesrepräsentativen Kronentraufe von der am Sammlerfeld gemessenen weniger als 5%.

Die Freiflächenstandorte der Freilandniederschlagsmessung hatten erwartungsgemäß immer Ortsfaktoren deutlich über 1, meist lag der dort erfasste Niederschlag um ca. 30% über der Kronentraufe des Sammlerfelds. Bei Kiefer und Douglasie in Klötze wird die viel niedrigere Kronentraufe am Sammlerfeld des Douglasienbestands im Vergleich zur Kronentraufe des Kiefernbestands in einem entsprechend höheren Ortsfaktor für denselben Freilandniederschlagssammler-Standort sichtbar. Die Standorte der Freilandniederschlagswägung hatten im Vergleich zu den Freilandniederschlagssammlern immer einen geringeren Ortsfaktor, was darauf hinweist, dass durch unbemerkte Messausfälle oder Kalibrierungsfehler die Freilandniederschlagsmessung mit dieser Methode leicht unterschätzt werden kann, wenn sie ohne Korrektur mit entsprechenden Sammlerwerten verwendet wird. Im Falle der im Vergleich besonders niedrigen Ortsfaktoren der Freilandniederschlagswaage in Klötze spielt der erhöhte Standort der Waage eine Rolle, durch den mehr Freilandniederschlag durch Wind für die Messung verloren geht als an den anderen Standorten.

Die Ortsfaktoren der Kronentraufewaagen waren – wohl ebenfalls wegen Messausfällen und Kalibrierungsfehlern – ebenfalls meist niedriger als der Durchschnitt des Kronentraufesammlerfelds. Eine Ausnahme ist die Kronentraufewägung am Stieleichenbestand. Diese befindet sich jedoch etwa 60m außerhalb des hier untersuchten Bestands in einer weiter aufgelichteten Bestandessituation und kommt dadurch zu recht hohen Kronentraufemesswerten.

Tabelle 2.2.1-12: Jährliche Kronentraufe [mm] aus den Messungen im feststehenden Kronentraufesammlerfeld für Jahre bzw. (in Klammern) die Vegetationsperiode vom 1.5. bis 31.10. des Jahres.

	2022*	2023	2024*
Ehrhorn Stieleiche	296 (188)	1036 (399)	829 (397)
Ehrhorn Roteiche	326 (216)	932 (388)	810 (436)
Klötze Kiefer	321 (145)	704 (292)	577 (300)
Klötze Douglasie	250 (111)	557 (239)	462 (267)
Solling Buche	727 (232)	1284 (506)	1044 (462)
Solling Fichte	657 (194)	1243 (507)	1147 (472)

*: Die Kronentraufemessungen enthalten in Ehrhorn nicht die Perioden 1.1. - 12.5.2022 und 21. - 31.12. 2024

Tabelle 2.2.1-13: räumlich repräsentative Kronentraufe [mm] aus den Messungen entlang des 7m x 7m-Rasters für Jahre bzw. (in Klammern) die Vegetationsperiode vom 1.5. bis 31.10. des Jahres.

	2022*	2023	2024*
Ehrhorn Stieleiche	302 (192)	1058 (407)	846 (405)
Ehrhorn Roteiche	321 (213)	919 (383)	799 (430)
Klötze Kiefer	313 (141)	686 (284)	562 (292)
Klötze Douglasie	258 (115)	574 (246)	475 (275)
Solling Buche	624 (199)	1102 (434)	895 (397)
Solling Fichte	598 (177)	1131 (461)	1044 (430)

*: Die Kronentraufemessungen enthalten in Ehrhorn nicht die Perioden 1.1. - 12.5.2022 und 21. - 31.12. 2024

Die den Boden erreichende und damit für die Wasseraufnahme durch Wurzeln zur Verfügung stehende Kronentraufe war im Jahr 2022 extrem gering und hier besonders im Douglasienbestand, der aufgrund des höheren Blattflächenindex die höchsten relativen Interzeptionsraten aufwies (Tabelle 2.2.1-14). Während der Vegetationsperiode 2022 erreichten nur 115 mm Kronentraufe den Boden des Douglasienbestands. Im Fichtenbestand, der 2022 eine prozentual ähnlich hohe Interzeption aufwies, fiel die Interzeptionsrate nach der Borkenkäferkalamität (hier sank auch der LAI) deutlich ab, sodass ab der Vegetationsperiode 2023 nur noch Interzeptionsraten zwischen 21 und 26% gemessen wurden. Im Roteichenbestand waren trotz vergleichsweise hohem LAI während der Vegetationsperioden die Interzeptionsraten sehr niedrig und prozentual meist nur wenig höher als die des Kiefernbestands, der in den Vegetationsperioden immer einen niedrigeren LAI aufwies. Die geringsten Interzeptionsraten finden sich in den Winterhalbjahren im Stieleichenbestand.

Tabelle 2.2.1-14: jährliche Interzeptionsraten [mm], abgeleitet aus Niederschlägen und räumlich repräsentativer Kronentraufe für ganze Jahre bzw. (in Klammern) Vegetationsperioden und ihr prozentualer Anteil am Freiandniederschlag der jeweiligen Periode.

	2022*	2023	2024*
Ehrhorn Stieleiche	378 (88) -* (31%)	144 (94) 12% (19%)	128 (88) 13% (18%)
Ehrhorn Roteiche	359 (67) -* (24%)	283 (118) 24% (24%)	175 (63) 18% (13%)**
Klötze Kiefer	120 (39) 28% (22%)	160 (74) 19% (21%)	126 (60) 18% (17%)
Klötze Douglasie	175 (65) 40% (36%)	272 (112) 32% (31%)	213 (77) 31% (22%)
Solling Buche	283 (93) 31% (32%)	382 (189) 26% (30%)	420 (186) 32% (32%)
Solling Fichte	309 (115) 34% (39%)	353 (162) 24% (26%)	271 (153) 21% (26%)

*: In Ehrhorn sind nicht die Perioden 1.1. - 12.5.2022 und 21. - 31.12. 2024 enthalten, daher ist keine prozentuale Angabe für das ganze Jahr 2022 möglich. Zwischen dem 1.5. und 12.5.2022 fiel kein Regen in Ehrhorn, daher gilt die Prozentangabe für die Vegetationsperiode, während der Prozentanteil für 2024 sich auf den Zeitraum bis zum 20.12.2024 bezieht.

**Die beim Roteichenbestand scheinbar besonders niedrige Interzeptionsrate in der Vegetationsperiode 2024 geht auf eine Wetterlage im Juni zurück, bei der es speziell in diesem Bestand mehr Niederschlag und Kronentraufe gab als auf der Freifläche. Ohne diesen Zeitraum sind ca. 16% für die Vegetationsperiode 2024 anzusetzen.

2.2.1.9 Quantifizierung der Bestandestranspiration

Bei der Quantifizierung der Transpiration mit Xylemsaftflussmessungen wurde darauf geachtet, dass die Bäume aller Größenklassen eines Bestandes in die Messungen einbezogen werden. Ausgeschlossen wurden lediglich Bäume unter 10 cm BHD, da die Bäume für die verwendeten Sensoren mindestens 2 cm dickes Splintholz haben sollten. Die Grundflächenverteilung jedes Bestandes wurde in fünf 20%-Quantile eingeteilt und jeweils ein repräsentativer Baum pro Quantil ausgewählt. Bäume, die Schäden an den Stämmen oder in den Kronen (z.B. Zopftrocknis bei den unterdrückten Roteichen) aufwiesen, wurden ausgeschlossen. Außerdem sollten die fünf Saftfluss-Messbäume nach Möglichkeit relativ nah beieinanderstehen, damit die Kabellängen nicht zu groß werden – gleichzeitig sollten möglichst einige der Saftfluss-Messbäume im ERT-Feld des Bestandes stehen, damit aus der kombinierten Messung von Transpiration und Bodenwasserverteilung Schlüsse gezogen werden können. Bei den beiden Beständen im Solling (Buche und Fichte) spielte die Kabellänge eine untergeordnete Rolle, weil hier jeweils drei der nach der Heat Ratio-Methode arbeitende Sapflowmeter eingesetzt wurden, die zwar eine Stromversorgungsleitung benötigen, aber kein Datenkabel, da sie die Daten selbst in einem integrierten Datenlogger aufzeichnen. Die ausgelesenen Dateien wurden zu einer Zeitreihe zusammengefügt und in die Datenbank eingelesen, um sie mit den jeweiligen meteorologischen Daten verbinden zu können. Neben den jeweils drei Sapflowmetern wurden auf den beiden Sollingflächen auch je zwei Implexx-Sensoren (UGT SFM4-Sensor) eingesetzt, die ebenfalls nach der Heat Ratio-Methode arbeiten und in Abhängigkeit der Flussraten auf die Tmax-Methode wechseln können. In allen anderen Beständen wurden ausschließlich Implexx-Sensoren eingesetzt.

Die Implexx-Sensoren wurden zur Abschirmung vor der Sonnenstrahlung mit Schilden ausgestattet. Die Installation der ersten Sensoren erfolgte bei Buche, Fichte, Stieleiche und Roteiche im Mai 2022 und bei Douglasie und Kiefer im Juli 2022. Bei einzelnen installierten Sensoren wurde erst im Nachhinein festgestellt, dass sie offenbar an einem wenig leitenden Splintholzabschnitt installiert worden waren, sodass in den Wochen nach der Erstinstallation diese Sensoren in geringer Entfernung zur Originalposition noch einmal installiert werden mussten.



Abbildung 2.2.1-15: Saftfluss-Messbäume mit Strahlungsschutzschilden, die fünf Größenklassen repräsentieren, im Kiefernbestand. Im Hintergrund ist das mit Absperrband markierte ERT-Feld samt Messhütte zu erkennen.

2.2.1.10 Radiale Saftflussgradienten-Messungen

Neben der permanenten Messung des Saftflusses an fünf Bestandesbäumen wurde zusätzlich an ca. 10 Bäumen je Untersuchungsfläche die Tiefengradienten des Xylemsaftflusses bestimmt. An den hierfür ausgewählten Bäumen im Pufferbereich der jeweiligen Level II-Plots wurden auch Bohrkern zur Ermittlung der Holzeigenschaften für die Saftflussberechnung entnommen. Die Tiefengradientenmessungen mit dem HFD-8-Sensor erheben die Temperaturänderung infolge einer kontinuierlichen Erwärmung mit parallelen Thermistornadeln neben, über und unter der 8 cm langen Heiznadel in acht verschiedenen Splintholztiefen. Aus dem Verhältnis der stammtangentialen und axialen Temperaturgradienten wurde nach Nadezhkina et al. (2012) die Saftflusssdichte in jeder Splintholztiefe bestimmt und aus ihrer Normierung auf den jeweils höchsten Messwert das momentane Saftfluss-Tiefenprofil für einzelne Bäume am Tag der Messung erstellt (Abb. 2.2.1-16 und 2.2.1-17). Alle Messungen fanden zwischen Mitte Juli und Mitte September 2022 statt.

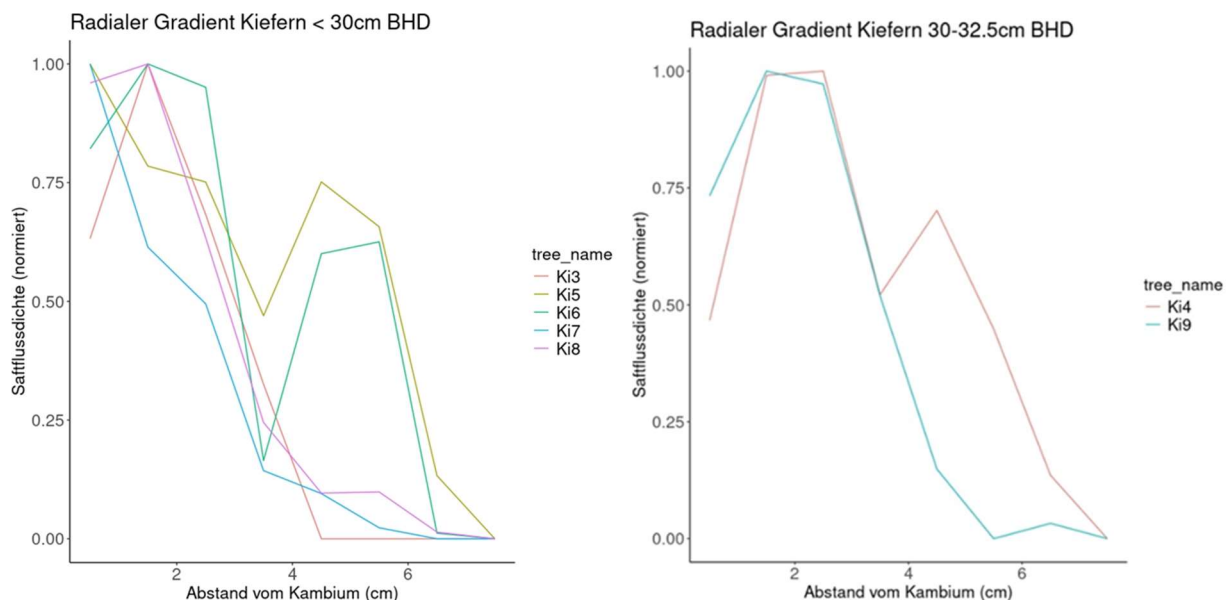


Abbildung 2.2.1-16: Radialer Saftflussgradient bei Kiefern in Größenklassen bis 32,5 cm Brusthöhendurchmesser. Die zum selben Baum gehörigen Saftflussdichtemessungen in den Splintholztiefen 0,5 cm, 1,5 cm, 2,5 cm, 3,5 cm, 4,5 cm, 5,5 cm, 6,5 cm und 7,5 cm sind durch eine Linie verbunden

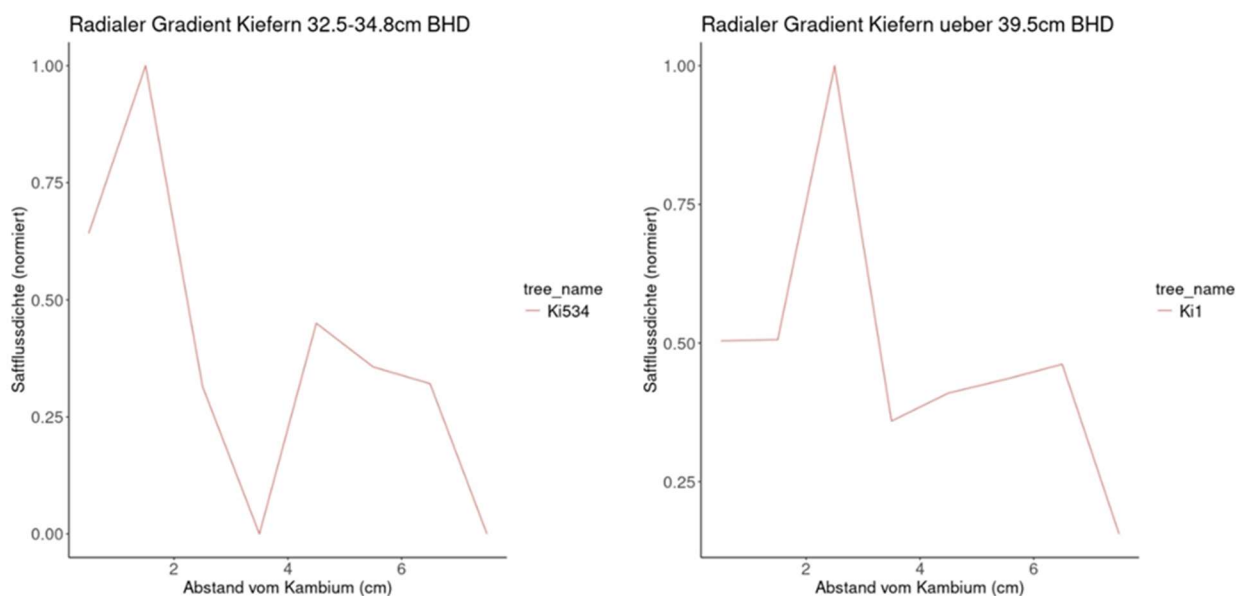


Abbildung 2.2.1-17: Radialer Saftflussgradient bei Kiefern in Größenklassen über 32,5 cm Brusthöhendurchmesser

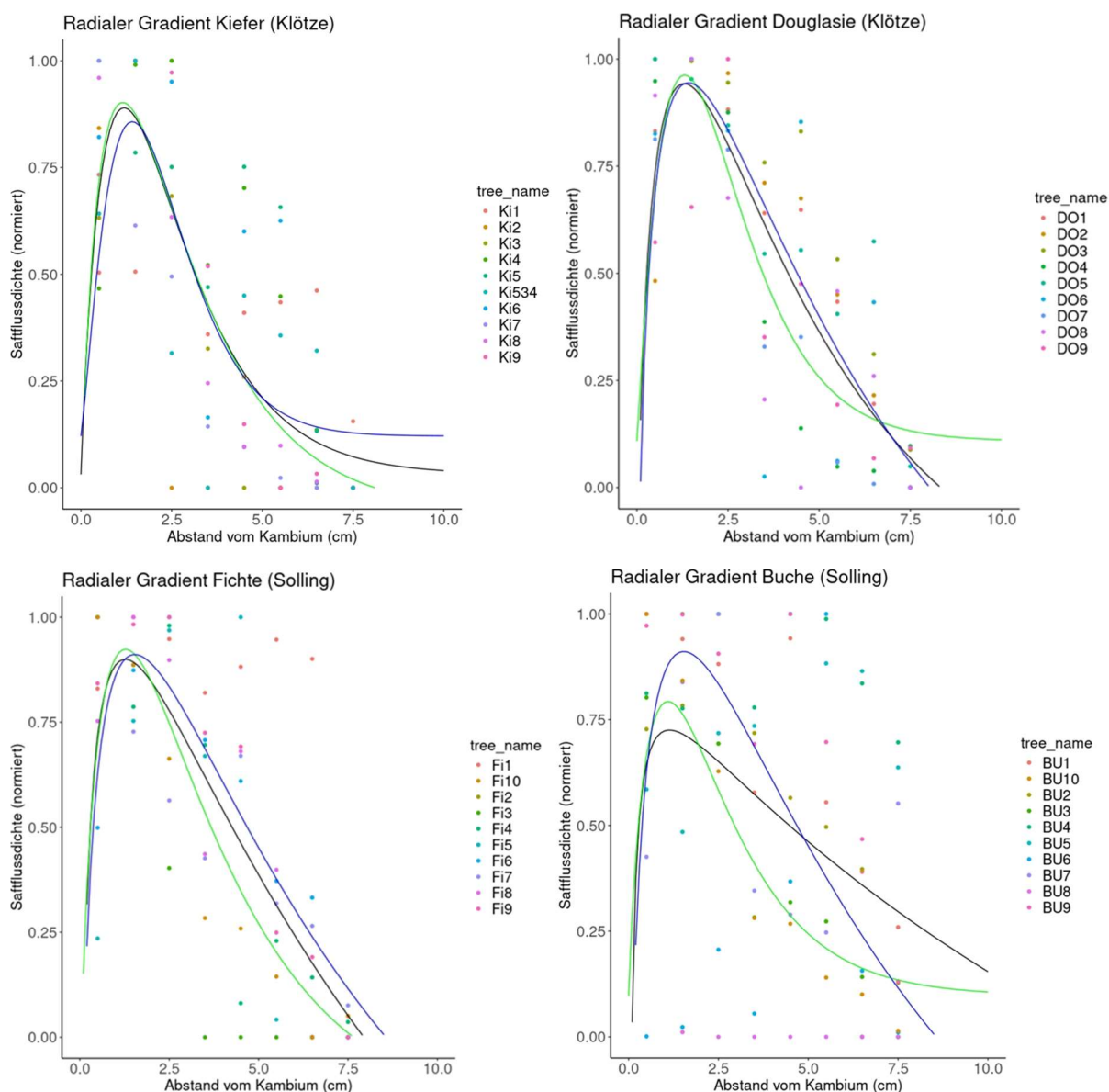
Dabei zeigte sich, dass z.B. bei Kiefern der Wassertransport nicht auf die äußersten 2 bis 3 cm des Stammquerschnitts begrenzt ist, welcher aufgrund des Farbunterschieds oft als Splintholz bezeichnet wird. Es gab zwar in ca. 3,5 cm Entfernung vom Kambium bei mehreren Kiefern eine Anomalie in Form einer drastischen Abnahme der Saftflussdichte, in den noch weiter innen liegenden Stammbereichen war aber in vielen Fällen auch noch und zum Teil sogar mehr Xylemsaftfluss feststellbar.

Da der Tiefengradient wegen der damit einhergehenden Verwundung nicht an den Saftfluss-Messbäumen erhoben werden konnte, wurden die Saftflussgradienten auf Basis aller HFD-8-Messungen standortweise gemittelt, um einen bestandesrepräsentativen Saftflussgradienten zu bestimmen. Hierzu wurde in Anlehnung an das Verfahren von (Gebauer et al., 2008) eine 4-parametrische Weibull-Funktion zur Approximation des Saftflussgradienten verwendet, welche bei der Approximation in der Regel zu eindeutigen Ergebnissen führt:

$$SFD_{normiert} = a + b * x^p * e^{c*x^p} \quad (Nr. 18)$$

Dabei steht x für die Splintholztiefe in cm, p beschreibt die Kurvenform im Bereich des Maximums, a und b sind Lageparameter der Kurve und c beeinflusst das Auslaufen der Kurve im Bereich größerer Splintholztiefen. Mit der Funktion konnten die mittleren Saftflussgradienten für jede Baumart plausibel approximiert werden (Abb. 2.2.1-18). Die bei einigen Kiefern beobachtete Anomalie des Saftflussgradienten konnte jedoch nicht nachgebildet werden, insofern entspricht der Gradient eher dem generell bei Bäumen erwarteten Verlauf einer mehr oder weniger gleichmäßigen Abnahme der Saftflussdichte zum älteren und weiter innen liegenden Holz hin.

Um mögliche Unterschiede des Saftflussgradienten zwischen den subdominanten Bäumen mit kleinerem Brusthöhendurchmesser und den (co-)dominanten Bäumen des Bestandes zu identifizieren, wurden für beide Gruppen separate Approximationen durchgeführt. Diese zeigten in den meisten Fällen jedoch eine gute Übereinstimmung im Saftflussverlauf zwischen beiden Gruppen. Generell scheinen die subdominanten Bäume einen schmalen Bereich des Holzes für die Wasserleitung zu nutzen, zumindest war dies bei Douglasie, Fichte, Buche und Stieleiche so (Abb. 2.2.1-18). Bei Kiefern war dieser Unterschied dagegen nicht erkennbar und bei Roteiche scheinen die Daten von je 5 Bäumen für so eine Aussage noch nicht auszureichen, denn die Kurve für die (co-)dominanten Roteichen hat einen atypischen Verlauf mit konstant hohen Saftflussraten zwischen 4,5 und 7,5 cm Splintholztiefe. Da ansonsten die Approximation an allen Bäume der jeweiligen Baumart in fast allen Fällen zwischen den nur wenig unterschiedlichen Kurven der subdominanten und (co-)dominanten Bäume lag, wurde bei Roteiche, Stieleiche, Douglasie, Kiefer und Fichte die Approximation an alle Bäume für die Hochrechnung der Saftflussmessungen auf den Stammquerschnitt verwendet. Nur bei Buchen erschien der Verlauf der separaten Approximationen plausibler, weil sonst in 7,5cm Splintholztiefe für alle Bäume eine Saftflussdichte von noch 30% der maximalen Saftflussdichte des Gradienten hätte angenommen werden müssen. Hier wurde bei der Hochrechnung unterschieden zwischen den Buchen über oder unter 50cm Brusthöhendurchmesser.



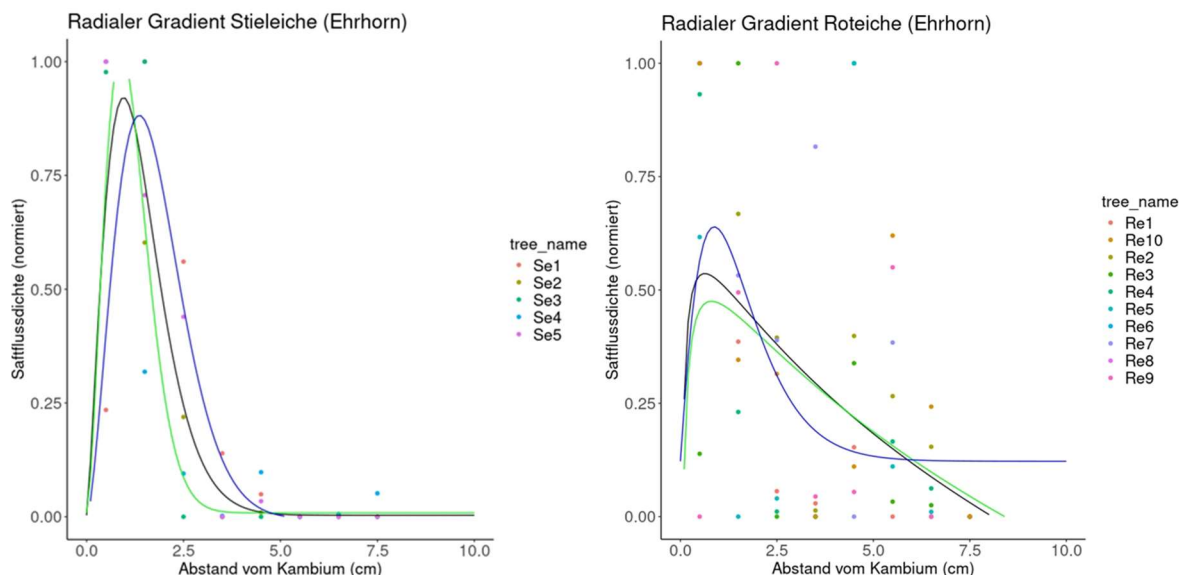


Abbildung 2.2.1-18: Mittlerer Saftflussgradient für zehn Kiefern, 9 Douglasien, 10 Fichten, 10 Buchen, 5 Stieleichen und 10 Roteichen. Die jeweils drei Approximationen sind separat erstellt für die jeweils 5 Bäume (bzw. 3 bei Stieleiche) mit den geringsten bzw. höchsten Brusthöhendurchmessern (grün bzw. blau) und für alle Bäume derselben Baumart (schwarz). Bestimmung der Holzparameter

Im Anschluss an die HFD-8-Messungen wurden an den Bäumen jeweils zwei Bohrkern unmittelbar über und unter der Messposition entnommen, um die Holzeigenschaften und Jahrringbreiten zu bestimmen. Für die Bestimmung der Parameter Restfeuchte (g Wasser / g Trockengewicht) und Grundholzdichte (g Trockenmasse / l Frischvolumen, engl. „basic density“) im Tiefengradienten wurde einer der beiden Bohrkern in 1 cm-Abschnitte zerlegt, an denen jeweils Volumen, Frischgewicht und Trockengewicht bestimmt wurden. Die Variabilität der Grundholzdichte im Tiefengradienten desselben Baums erwies sich dabei bei allen Baumarten als sehr gering, sodass sie in der Saftflussberechnung nicht berücksichtigt werden muss. Gewisse Unterschiede ergaben sich zwischen den Individuen derselben Baumart (vgl. Tabelle 2.2.1-11). Diese konnten aber keiner einfach zu erhebenden Baumeigenschaft zugeordnet werden und mussten daher in der Saftflussberechnung unberücksichtigt bleiben. Stattdessen wurde der art- und bestandsspezifische Mittelwert der Grundholzdichte in die Berechnung der Saftflussraten einbezogen.

Tabelle 2.2.1-15: Grundholzdichten der 1cm-Abschnitte von je Art 5 (Stieleiche) bzw. 10 Bohrkernen.

g/l	Stieleiche	Roteiche	Buche	Fichte	Kiefer	Douglasie
Minimum	544	533	504	363	382	412
Mittelwert	607	569	606	398	494	462
Maximum	655	605	681	459	570	497

Bei der Restfeuchte zeigte sich ein charakteristischer Tiefenverlauf bei den Nadelbaumarten, hier gab es bei der Mehrzahl der Baumindividuen einen Sprung des Restfeuchtegehalts von ca. 100% in den äußeren Splintholzbereichen bis zu einer Tiefe von 5 - 7cm auf weiter innen nur noch ca. 45% Restfeuchte. Bei den Laubbäumen war dagegen kein Sprung im Tiefenverlauf zu erkennen. Hier lagen die Restfeuchtegehalte in jedem 1 cm-Abschnitt der Bohrkern recht konstant um 65% (Buche), 70% (Roteiche) bzw. 80% (Stieleiche), mit einer deutlichen Variation zwischen den Baumindividuen (Tabelle 2.2.1-12). Da die Wassergehalte im hauptsächlich wasserleitenden Bereich also recht konstant waren und die Saftflussdichten im inneren Splintholz (5 - 8 cm Splintholztiefe) gering, wurde bei der Saftflussberechnung kein Tiefengradient des Wassergehalts angenommen.

Tabelle 2.2.1-16: Restfeuchte der 1cm-Abschnitte von je Baumart 5 (Stieleiche) bzw. 10 Bohrkernen.

g H ₂ O / g TG	Stieleiche	Roteiche	Buche	Fichte	Kiefer	Douglasie
Minimum	71	52	56	52	42	49
Mittelwert	82	70	66	96	64	74
Maximum	96	88	85	146	89	98

2.2.1.11 Standardisierung der Saftflussdaten-Aufbereitung und Transpirationsberechnung

Die mit der Heat Ratio-Methode erhobenen Temperaturverhältnisse im Splintholz werden je nach Sensortyp (ICT Sapflowmeter, Implexx-Sensor UGT SFM4, Implexx-Sensor UGT SFM5) in unterschiedlichen Ausgabeformaten zur Verfügung gestellt und sind ohne nötige Verrechnungsschritte noch keine validen

Saftflussraten. Einerseits wird bei der geräteinternen Verrechnung eine Standard-Grundholzdichte von 400 g/l angenommen, die mit den selbst bestimmten Holzparametern von fünf der sechs Baumarten nicht übereinstimmt. Andererseits führen schon kleinste Abweichungen von der idealen Geometrie der Sensorinstallation zu merklichen Änderungen in der Saftflussratenberechnung, für die nachträglich Korrekturen durchgeführt werden müssen. Auch die Saftflussrate an den zwei Messpositionen im Splintholz muss auf der Basis von Annahmen zum Radialgradienten des Saftflusses auf den gesamten Stammquerschnitt und danach auf die gesamte Grundfläche des Bestandes skaliert werden. Für die Aufbereitungsschritte wurde ein R-Skript entwickelt, das die Saftflussdatenaufbereitung von der Interpretation der Splintholztemperaturen bis zur Berechnung der Bestandestranspiration weitgehend automatisiert und der/dem Bearbeiter:in (im Folgenden sind mit „Bearbeiter“ oder „Bearbeiterin“ immer beide Geschlechter gemeint) bei jedem Bearbeitungsschritt optische Kontrolle und verifizierbare Eingriffsmöglichkeiten bietet.

Die Berechnung des Saftflusses beginnt dabei mit der Berechnung der (Hitze-)Impulsgeschwindigkeit V_h in m/s (vgl. (Burgess et al., 2001; UGT Umwelt-Geräte-Technik GmbH, 2023):

$$V_h = \frac{TDiffQuot * TempLeitf * Wundkorr.}{Nadelabstand} \quad \text{Nr. 18}$$

Dabei beschreibt der Temperaturdifferenzenquotient $TDIFFQuot$ das Verhältnis der durch den Hitzeimpuls ausgelösten Temperaturerhöhung nach 60-80 Sekunden oberhalb der Heiznadel zur Temperaturerhöhung unterhalb der Heiznadel, also die eigentliche Messgröße der Heat Ratio-Sensoren. Die Temperaturleitfähigkeit des Splintholzes ($TempLeitf$, engl. „thermal diffusivity“, cm^2/s) wird aus der Wärmeleitfähigkeit, Dichte und spezifischen Wärmekapazität des Splintholzes abgeleitet und berücksichtigt dabei den aus den Holzparameter-Messungen abgeleiteten Wassergehalt des Holzes und die Grundholzdichte sowie die Frischholzdichte unter Mitverwendung des grundholzdichteabhängigen Holzluftanteils und der Zellwanddichte. Die Wundkorrektur $Wundkorr.$ erfolgt nach Burgess et al. (2001) in linearer Abhängigkeit von der Breite des bei der Deinstallation der Sensoren festgestellten Verwundungsbereichs (Standardvorgabe im Skript: 2 mm). Je nach verwendetem Heat Ratio-Sensor wird der Nadelabstand (0,5 cm, 0,6 cm oder 0,8 cm) eingegeben. Die Saftflussdichte SFD wird dann berechnet nach:

$$SFD = \frac{V_h * \rho_{H2O} * (WK_{Holz} + WG_{Holz} * WK_{Saft})}{\rho_{Holz} * WK_{Saft}} \quad \text{Nr. 19}$$

Hier gehen neben der Impulsgeschwindigkeit V_h die Dichte von Wasser (ρ_{H2O}) und die Grundholzdichte (ρ_{Holz}), der Holzwassergehalt (WG_{Holz}), sowie die (konstanten) Wärmekapazitäten von Holzmatrix und Xylemsaft (WK_{Holz} , WK_{Saft}) ein.

In einer weiteren Berechnung wird dann überprüft, ob als Voraussetzung für die Validität der Heat Ratio-Methode auch ein thermisches Gleichgewicht besteht. Dazu muss das Verhältnis der Temperaturerhöhungen nach 60 - 80 Sekunden oberhalb und unterhalb der Heiznadel dem Verhältnis der maximal erreichten Temperaturerhöhungen oberhalb und unterhalb der Heiznadel entsprechen. Falls dies nicht der Fall ist (z.B. bei sehr großen Flussraten), gibt es bei Sapflowmetern keinen Messwert. Bei Implexx UGT SFM4 oder SFM5-Sensoren besteht prinzipiell die Möglichkeit einer alternativen Berechnung nach der T_{max} -Methode, die auch im Skript implementiert ist. Sie hat sich für unsere Messungen aber als nicht relevant erwiesen und enthält auch einen Wurzelterm, der unter manchen Umständen negativ wird, sodass im Endeffekt auch bei den Implexx-Sensoren Messausfälle resultieren können. Zusätzlich kann es beim Übergang zwischen beiden Berechnungsmethoden Sprünge in der abgeleiteten Saftflussdichte geben, die als unrealistisch anzusehen sind und vom Programm über eine anpassbare Schwellenwertsetzung für kurzzeitige Ausschläge (Ausreißer) identifiziert werden. Die weiter unten präsentierten Saftflussergebnisse verzichten daher vollständig auf die Nutzung der T_{max} -Methode, obwohl die Ergebnisse mit Verwendung der selten einsetzbaren T_{max} -Berechnung sich in den Jahresraten kaum von den Ergebnissen der Berechnung nur nach Heat Ratio-Methode unterscheiden.

Die berechneten Saftflussdichten werden dann je Sensor als Zeitreihe zusammen mit Luftfeuchte, Bodenwassergehalt und Lufttemperatur als interaktive Grafik dargestellt (vgl. Abb. 2.2.1-19), damit mögliche Fehlmessungen auch auf Basis der automatischen Detektion von Ausreißern vom Bearbeiter bewertet und gegebenenfalls aus dem Datensatz ausgeschlossen werden können. Eine über den Ausschluss von Messperioden hinausgehende Veränderung von Messwerten ist im Skript nicht möglich. Die als Fehlmessungen identifizierten Zeiträume werden dann als Datei abgespeichert und in der weiteren Auswertung nicht mehr berücksichtigt.

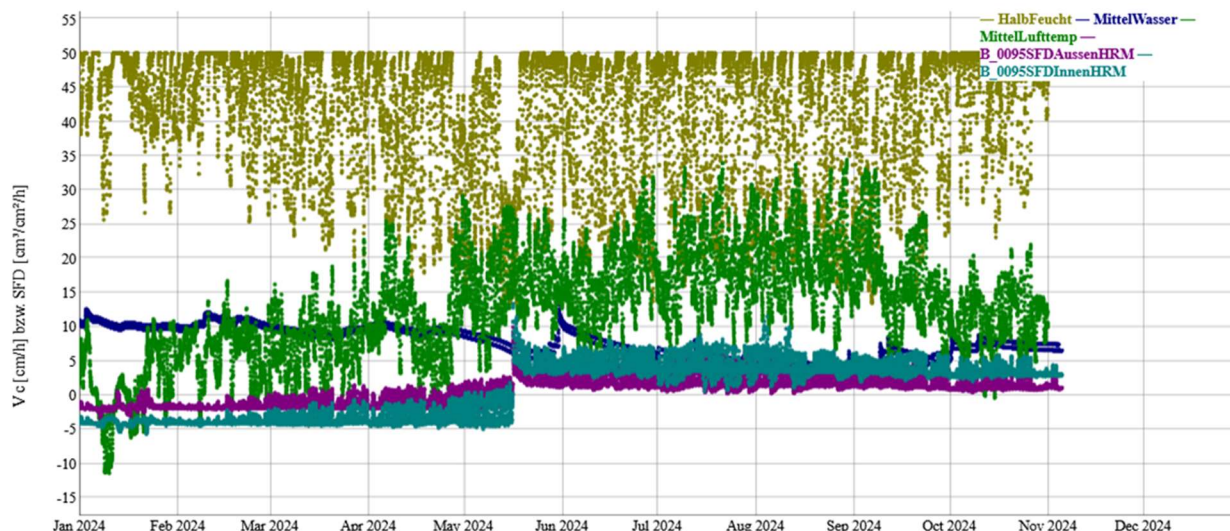


Abbildung 2.2.1-19: Interaktive Grafik zur Beurteilung der Saftflussdichte-Berechnungen an der äußeren Messposition (B_0095SFDAussenHRM) und an der inneren Messposition (B_0095SFDInnenHRM) von Kiefer 95 im Vergleich zu meteorologischen Daten (relative Luftfeuchte, Lufttemperatur in °C) und dem gemittelten Bodenwassergehalt im oberen Meter des Mineralbodens (MittelWasser, in %). In die 15-minütigen Messungen kann beliebig hineingezoomt werden. Aus Skalengründen wird für die relative Luftfeuchte der halbierte Wert in % dargestellt. Der Sprung in der Saftflussdichte-Zeitreihe Mitte Mai 2024 beruht auf einer Sensor-Neuinstallation zu diesem Zeitpunkt, die zu einer drastischen Verschiebung des Nullpunkts beider Messreihen führte.

Im nächsten Schritt erfolgt die Korrektur für Nullpunktverschiebungen aufgrund von Abweichungen von der idealen Sensornadel-Anordnung. Die hiermit verbundene Nullpunktfestsetzung durch den Bearbeiter kann die berechnete Saftfluss- und Transpirationsrate stark verändern. Sie ist deshalb an a priori festzulegende Kriterien gebunden, die vom Bearbeiter auch angepasst werden können. Durch die Anpassung der Nullpunktsetzungskriterien im Skript wird die Bearbeiter-Entscheidung für die spätere Wiederholung und Kontrolle der Datenaufbereitung abgespeichert.

Bei der Nullpunktfestsetzung für einen Installationszeitraum werden meteorologische Bedingungen gesucht, bei denen aufgrund der Abwesenheit von Feuchtegradienten von einer Saftflussrate nahe Null ausgegangen wird. Nach Nullpunktfestsetzung wird die gesamte Datenreihe um den entsprechenden Differenzbetrag zum scheinbaren Nullpunkt verschoben (vgl. (UGT Umwelt-Geräte-Technik GmbH, 2023)).

Im Saftflussdatenaufbereitungsskript werden für die automatisierte Auswahl der geeigneten Tage bzw. Nächte die folgenden Kriterien herangezogen:

- Die Veränderung des Bodenwassergehalts in 0-100cm Bodentiefe innerhalb einer Nacht (Sollwert: < 1%),
- die Veränderung des Bodenwassergehalts in 0-100cm Bodentiefe relativ zur vorangegangenen Nacht (Sollwert: < 1%),
- der 4-Stunden-Maximalwert der relativen Luftfeuchte innerhalb einer Nacht (Sollwert: >90%),
- das Nachtminimum der Lufttemperatur (Sollwert: >1°C),
- die nächtliche maximale Niederschlagsmenge (Sollwert: < 0,8mm/h) und
- die maximale Niederschlagsmenge in den 8 Stunden vor der betrachteten Nacht (Sollwert: < 0,8mm/h).

Die Nächte, bei denen alle diese Kriterien erfüllt sind, werden für die Nullpunktsetzung herangezogen, wenn es mindestens drei (Sollwert: 3) solche Nächte für eine Mittelwertbildung gibt. Besonders bei kürzeren Installationszeiträumen, die z.B. bei Neuinstallationen aufgrund von mangelndem thermischen Kontakt oder wachstumsbedingten Veränderungen auftreten können, kann es aber passieren, dass es nicht genügend geeignete meteorologische Situationen für die Nullpunktsetzung gibt. Auch wenn eine Messung nicht bis zum Ende der Vegetationsperiode fortgesetzt wird, entsteht leicht die Situation, dass keine geeigneten Tage bzw. Nächte für die Nullpunktsetzung gefunden werden. Der Bearbeiter kann dann entscheiden, ob er die Sollwerte für die Kriterien anpasst, um eine Nullpunktsetzung möglich zu machen oder ob er auf die gegebenenfalls kurze Datenreihe verzichtet. Die ausgewählten Sollwerte werden im Skript gespeichert und die auf den Nullpunkt korrigierte Saftflussdatenreihe zusammen mit den meteorologischen Daten als interaktive Graphik angezeigt, damit der Bearbeiter sie akzeptieren oder verwerfen kann.

Durch Sensorfehler oder verworfene Teildatensätze gibt es erhebliche zeitliche Lücken in den Saftfluss-Messdaten. Dank der häufig sehr hohen Korrelation zwischen den Saftflussdichten der Bäume aus demselben Bestand (in der Regel $r > 0,9$) ist es möglich, einen Lückenersatz auf Basis der linearen Beziehung zu den Daten eines Nachbarbaums durchzuführen. Hierzu wird im Anschluss an die Nullpunktsetzung eine Korrelationsmatrix für die je zwei Saftflussdichten-Zeitreihen der Bäume eines Bestands (äußere und innere

Messposition im Stamm) aufgestellt, insgesamt also im Regelfall für zehn Zeitreihen. Die Messlücken werden dann automatisch mit der jeweils am besten korrelierten Zeitreihe durch die lineare Beziehung geschlossen und das Ergebnis des Lückenschlusses wieder als interaktive Grafik dargestellt. Auch an diesem Punkt können unter Umständen noch auffällige Abschnitte in Zeitreihen aus dem Datensatz ausgeschlossen werden, es muss dann aber die zuvor erfolgte Nullpunktsetzung wiederholt werden.

Die Skalierung der Saftflussdichten auf den Stammquerschnitt des jeweiligen Baums nutzt die Messung an den beiden Messpositionen der Thermistornadeln (also Außen: 0,25 cm bzw. 0,5 cm hinter dem Kambium bei Sapflowmeter bzw. Implexx-Sensor und Innen: 1,75 cm bzw. 1,5 cm hinter dem Kambium) zur Anpassung der artspezifisch festgelegten, normierten Radialgradienten (festgelegte Parameter a, b, c und p – siehe oben) an die Höhe der Messwerte des betrachteten Baums mit einem Skalierungsfaktor. Für jeden 1 cm-Ring des Splintholzes zwischen 0 cm und 8 cm Splintholztiefe wird dann die sich aus dem Radialgradienten ergebende Saftflussdichte verwendet, um auf die Saftflussrate mit der Querschnittsfläche dieser Ringe hochzurechnen. Die Summe der Saftflussraten der acht Ringe wird als Saftflussrate des Baumes betrachtet. Weiter im Stamminneren liegende Holzbereiche werden als nicht-wasserleitend betrachtet. Bei unterständigen Bäumen unter 20cm BHD werden aufgrund der geringen Wachstumsraten nur die äußersten 2 cm als wasserleitend betrachtet.

Für die Skalierung der Einzelbaum-Saftflussraten auf alle Bestandesbäume wird zunächst unter Berücksichtigung eines BHD-abhängigen Borkenmodells (die Borkenstärke wurde bei allen Saftflussmessbäumen wiederholt bestimmt) die zu einem Saftflussmessbaum gehörige Kohorte an Bestandesbäumen bestimmt, also die Bestandesbäume, deren BHD näher am BHD dieses Saftflussmessbaums liegt als am BHD eines anderen Saftflussmessbaums. Die radiale Abnahme der Saftflussdichte in dem Saftflussmessbaum wird dann auf die Querschnittsflächen der Kohorte an Bestandesbäumen übertragen und so deren Saftflussrate bestimmt. Die Bestandestranspiration wird dann über die Summe aller Einzelbaumsaftflussraten hergeleitet.

2.2.1.12 Baumartenvergleich der Bestandestranspiration

Die je zwei nahe beieinanderliegenden Bestände von Stieleiche und Roteiche, Buche und Fichte, sowie Kiefer und Douglasie erfahren an ihrem Standort nahezu die gleichen meteorologischen Bedingungen und haben meistens auch ähnliche Standortbedingungen, etwa hinsichtlich der Meereshöhe oder der Exposition. Auch die Bodenbedingungen waren an den drei Standorten jeweils ähnlich (Tab. 2.2.1-13).

Tabelle 2.2.1-17: Nutzbare Feldkapazität der Bestände in Humusauflage (Oh-Lage) und 0-100 cm des Mineralbodens

Lüneburger Heide	Solling	Altmark
Stieleiche: 107 mm	Buche: 177 mm	Kiefer: 162 mm
Roteiche: 134 mm	Fichte: 157 mm	Douglasie: 121 mm

Trotzdem unterschieden sich die Bestandestranspirationsraten erheblich und das muss in diesem Fall überwiegend auf Unterschiede in der artspezifischen Physiologie und der Bestandesstruktur zurückzuführen sein. Da die Dynamik der Transpirationsraten auf Unterschiede im Wassermanagement der Baumarten eines Standorts hinweisen kann, muss sie im Folgenden sehr detailliert im Zusammenhang mit den meteorologischen Bedingungen betrachtet werden.

2.2.1.13 Bestandestranspiration Stieleiche und Roteiche (Ehrhorn, Lüneburger Heide)

Die Niederschlagssummen der drei untersuchten Vegetationsperioden (1. Mai bis 31. Oktober 2022, 2023 und 2024) betrugen in Ehrhorn 280 mm, 490 mm und 486 mm. Die Transpirationsraten der Stieleichen waren 2022, also im trockensten der drei Messjahre, sehr gering. Auffällig ist an allen drei Jahresverläufen bei der Stieleiche, dass am Anfang der Vegetationsperiode deutlich höhere Raten erreicht werden als zum Ende hin (Abb. 2.2.1-20). Die besonders hohen Raten am Anfang der Vegetationsperiode sind dabei mit einer gleichzeitig starken Abnahme der Bodenfeuchte verbunden. Im Vergleich der drei Jahre war die Bodenfeuchte des Oberbodens (0 cm – 100 cm) am Anfang der Vegetationsperiode (bzw. mit Beginn der Messungen) 2022 am geringsten und 2023 und 2024 deutlich höher (etwa gleich) – parallel dazu steigerte sich die Transpirationsrate von Jahr zu Jahr mit Maximalraten von 0,7 mm, 1,1 mm und 2,7 mm pro Tag.

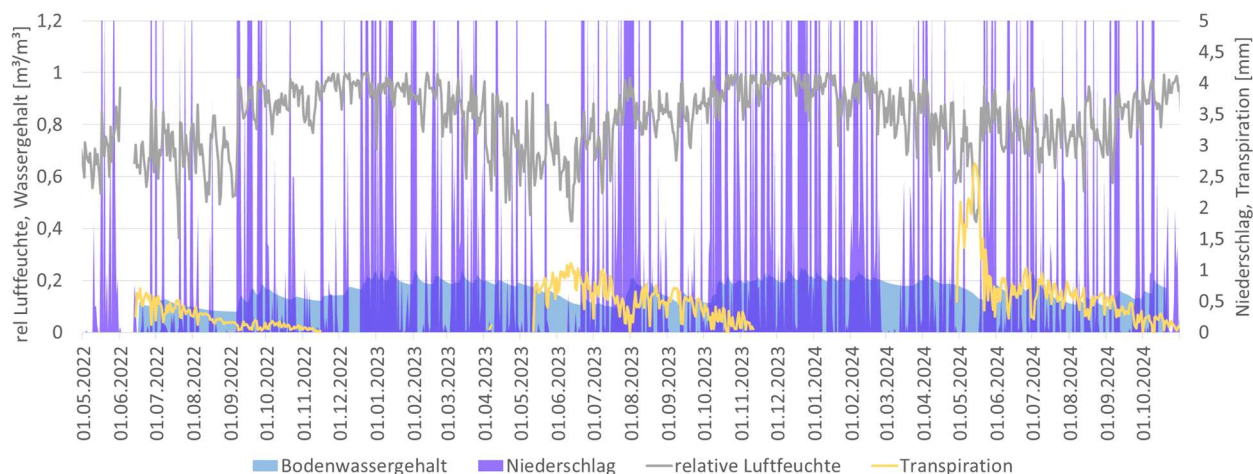


Abbildung 2.2.1-20: Transpirationsrate, mittlerer Bodenwassergehalt des Mineralbodens (0 cm - 100 cm), relative Luftfeuchte und Niederschlag (gekappt bei 5 mm) im Stieleichenbestand im Untersuchungszeitraum.

Im Vergleich dazu waren die Transpirationsraten des Roteichenbestandes im Vergleich der drei Messjahre weniger variabel (Abb. 2.2.1-21). Die Maximalrate 2022 war mit 0,55 mm etwas geringer als die 2023 (0,72 mm) und etwa halb so hoch wie 2024 (1,15 mm). Innerhalb der Jahre wurden die Maximalraten eher in der Mitte der Vegetationsperiode erreicht.

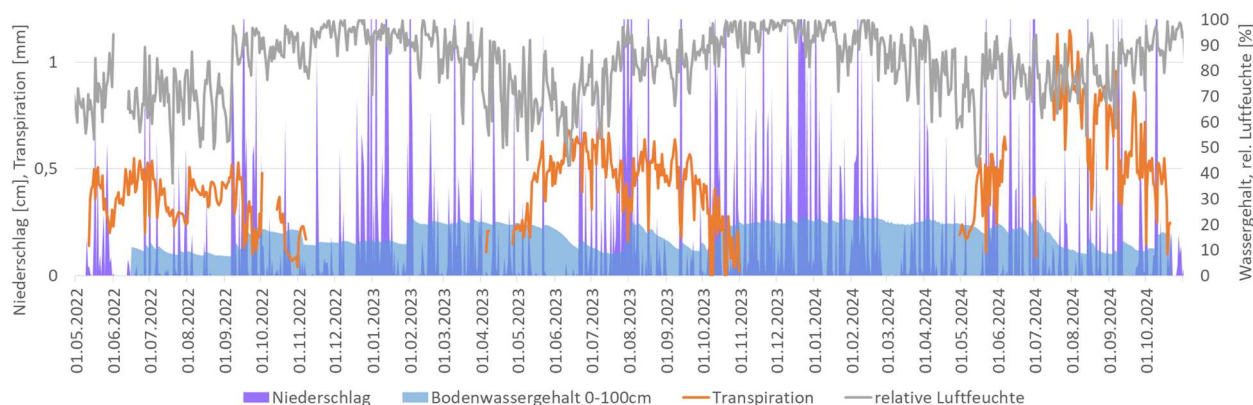


Abbildung 2.2.1-21: Transpirationsrate, mittlerer Bodenwassergehalt des Mineralbodens (0 cm - 100 cm), relative Luftfeuchte und Niederschlag (gekappt bei 12 mm) im roteichenbestand im Untersuchungszeitraum.

Im besonders trockenen Sommer 2022 begannen die Saftflussmessungen im Stieleichenbestand Ehrhorn am 14. Juni und die Bodenfeuchte- und Matrixpotenzialsensoren lieferten am 17. Juni die ersten Werte (Abb. 2.2.1-22). Zu diesem Zeitpunkt war der Bodenwassergehalt im oberen Meter des Mineralbodens mit ca. 11% bereits sehr gering und auch im Unterboden war die Bodensaugspannung bereits auf pF-Werte um 4,0 angestiegen. Die Transpirationsraten waren trotz der geringen relativen Luftfeuchte (60-80%) mit 0,6 mm vergleichsweise niedrig. Sie steigerten sich auch nach drei kurzen intensiven Regenfällen (insgesamt 27 mm) Ende Juni/Anfang Juli nicht, obwohl diese zu einem leichten Anstieg des Oberbodenwassergehalts auf maximal 13% führten. Den Unterboden in 90 cm Tiefe und 150 cm Tiefe erreichten diese Niederschläge aber nicht: Die Bodensaugspannung in 90 cm Tiefe war schon am 22.6. am permanenten Welkepunkt angekommen (in 150 cm am 4.7.) und stieg kontinuierlich weiter bis zu stärkeren Regenfällen im September. Im gleichen Zeitraum ging die Oberbodenfeuchte immer weiter zurück auf Werte unter 8% und die Transpirationsrate sank immer weiter auf Werte unter 0,2 mm pro Tag. Die mit den starken Regenfällen im September einsetzende Wiederauffüllung des Bodenwasserspeichers und Verringerung der Unterboden-Saugspannung wurde von einer bereits permanent höheren relativen Luftfeuchte begleitet, sodass es nur selten zu einem leichten Anstieg der Transpirationsrate auf Werte um 0,2 mm kommen konnte. Diese Situation setzte sich mit leichter Abnahme des Oberbodenwassergehalts und kontinuierlich abnehmenden Transpirationsraten bis zum Ende der Vegetationsperiode fort.

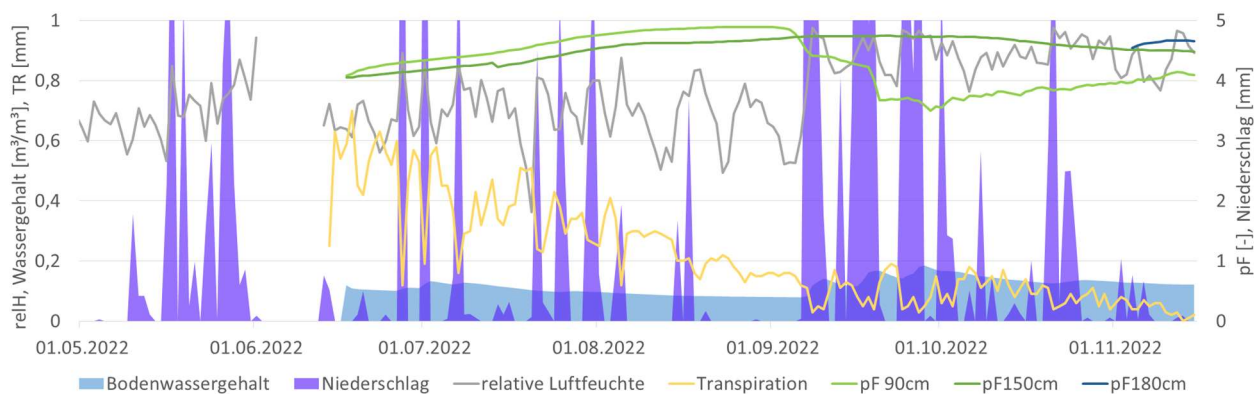


Abbildung 2.2.1-22: Transpirationsrate des Stieleichenbestands 2022 im Vergleich zu dem gemittelten Bodenwassergehalt des Mineralbodens (0 cm - 100cm) und den aus Matrixpotenzialmessungen berechneten pF-Werten in tieferen Bodenschichten sowie Niederschlag und relativer Luftfeuchte.

Im Roteichenbestand war das Jahr 2022 insbesondere im Unterboden zunächst weniger angespannt. Mit der sommerlichen Austrocknung wurde der permanente Welkepunkt in 150 cm Tiefe erst am 3.8. erreicht (in 185 cm am 22.7.). Im oberen Mineralboden war der Wassergehalt dagegen ähnlich gering wie bei der Stieleiche mit zunächst einem Anstieg von 11% auf 13% und einer über den Sommer gleichmäßigen Abnahme bis auf 7,6% vor dem Regen am 6.9. (Stieleiche: 7,9%). Das Überschreiten des permanenten Welkepunkts im Unterboden führte bei der Roteiche nicht unmittelbar zum Absinken der Transpirationsrate, sodass selbst in der Trockenphase ab Mitte August bei sehr geringen Luftfeuchten noch tägliche Transpirationsraten über 0,4 mm erreicht wurden. Mindestens kurzzeitig wurden solche Transpirationsraten auch nach den Septemberregenfällen mit aufgefülltem Bodenwasserspeicher wieder erreicht, bevor die Rate zum Ende der Vegetationsperiode wieder sank.

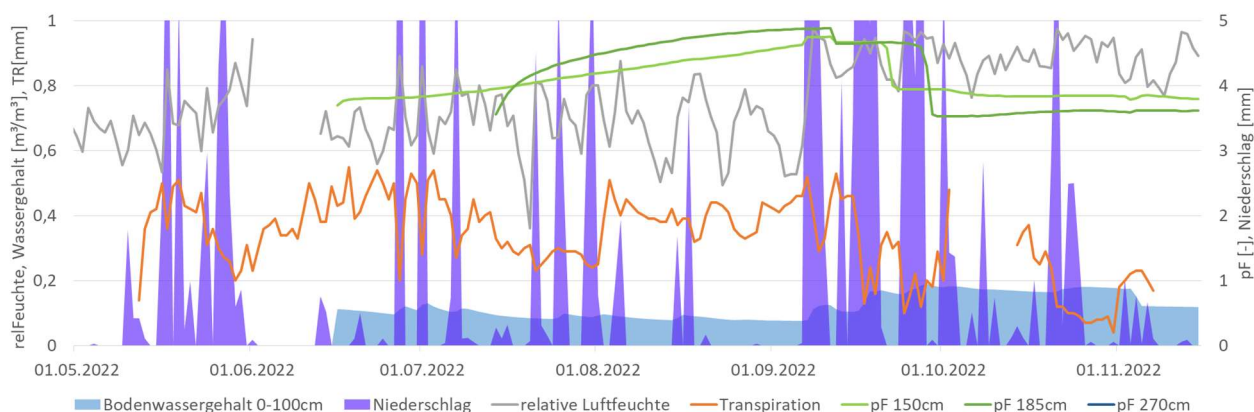


Abbildung 2.2.1-23: Transpirationsrate des Roteichenbestands 2022 im Vergleich zu dem gemittelten Bodenwassergehalt des Mineralbodens (0 cm - 100cm) und den aus Matrixpotenzialmessungen berechneten pF-Werten in tieferen Bodenschichten sowie Niederschlag und relativer Luftfeuchte.

Zu Beginn der Vegetationsperiode 2023 gab es eine fast niederschlagsfreie und lufttrockene Periode, die bis zum 20.6. andauerte. Sie führte im Stieleichenbestand (Abb. 2.2.1-24) zu einer Abnahme des Oberbodenwassergehalts auf 10,5% und einem Überschreiten des permanenten Welkepunkts in 90 cm Bodentiefe (dies passierte in 150 und 180 cm erst am 27.7., in 270 cm am 16.8.). Die geringe Bodenfeuchte in den oberen 100 cm des Mineralbodens führte aber nicht zu einer deutlich erkennbaren Einschränkung der Stieleichen-Transpiration, die während der Trockenphase auf Werte über 1 mm anstieg und auch nach den Regenfällen im Juni nochmal ähnlich hohe Werte erreichte, zuletzt am 15.7. (0,91 mm). Schon vor der bald danach einsetzenden Regenphase sank die Transpirationsrate mit zunehmender Luftfeuchte aber ab und erreichte auch in späteren Phasen geringer Luftfeuchte trotz zwischenzeitlich erfolgter Bodendurchfeuchtung (durch die Regenfälle Ende Juli / Anfang August sank die Bodensaugspannung in 150 und 180 cm auf Werte unter $pF = 4$) nicht mehr so hohe Raten (0,77 am 15.8., 0,75 am 22.8., 0,71 am 6.9.). Mit der ab dem 19.8. wieder einsetzenden Austrocknung von Oberboden und Unterboden ging die Transpirationsrate weiter zurück und stieg auch mit den Regenfällen und ansteigenden Bodenwassergehalten, aber hohen Luftfeuchten zum Ende der Vegetationsperiode nicht mehr über 0,4 mm.

Bei der Roteichenfläche war dagegen die in der anfänglichen Trockenphase erreichte Höchststrategie von 0,68 mm am 12.6. nicht die Jahresmaximalrate. Diese wurde erst nach den ersten größeren Regenfällen mit Wirkung auf den Oberbodenwasserspeicher erreicht und zwar am 8.7. (0,72 mm). Ähnlich wie bei der Stieleiche stieg zu diesem Zeitpunkt schon die Bodensaugspannung kontinuierlich an, sie erreichte aber zu keiner Zeit den permanenten Welkepunkt. Während der Bodendurchfeuchtungsphase Ende Juli / Anfang August sank die

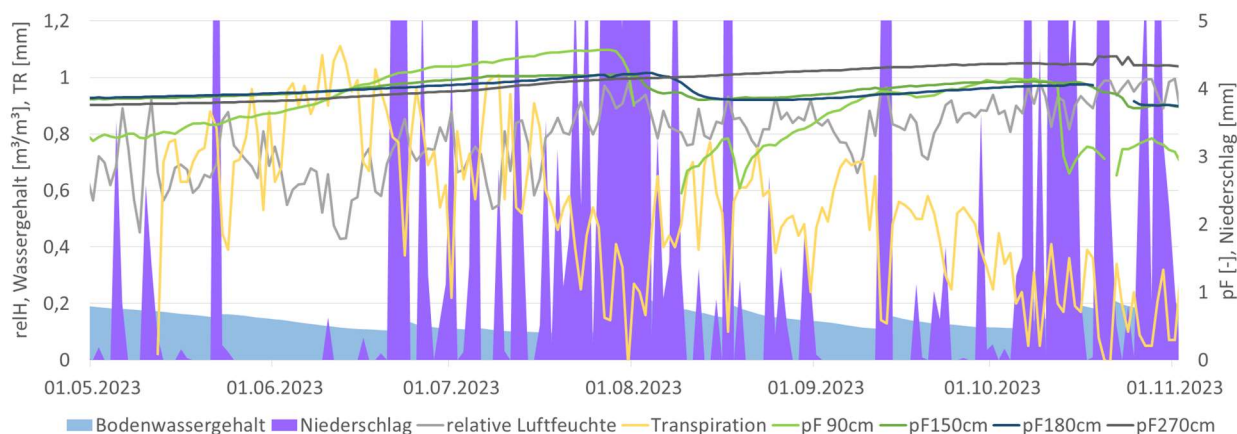


Abbildung 2.2.1-24: Transpirationsrate des Stieleichenbestands 2023 im Vergleich zu dem gemittelten Bodenwassergehalt des Mineralbodens (0 cm - 100cm) und den aus Matrixpotenzialmessungen berechneten pF-Werten in tieferen Bodenschichten sowie Niederschlag und relativer Luftfeuchte.

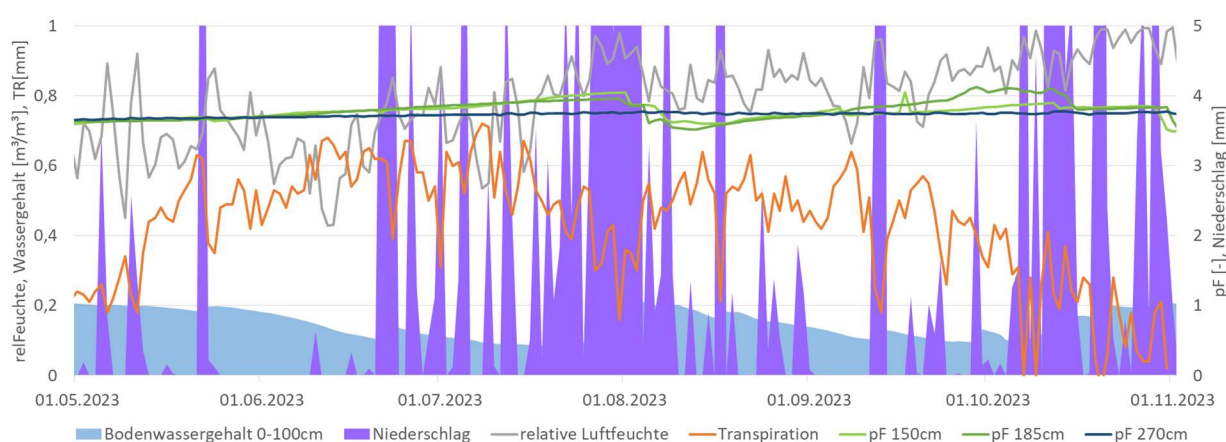


Abbildung 2.2.1-25: Transpirationsrate des Roteichenbestands 2023 im Vergleich zu dem gemittelten Bodenwassergehalt des Mineralbodens (0 cm - 100cm) und den aus Matrixpotenzialmessungen berechneten pF-Werten in tieferen Bodenschichten sowie Niederschlag und relativer Luftfeuchte.

Transpiration etwas ab, aber wesentlich weniger als bei der Stieleiche. Die Roteichen erreichten auch in danach liegenden Phasen geringer Luftfeuchte ähnlich hohe Transpirationsraten wie im Juli (z.B. 0,64 mm am 8.9.) und reduzierten diese nur allmählich bei nochmal sinkender Bodenwasserverfügbarkeit und steigenden Luftfeuchten zum Ende der Vegetationsperiode hin.

Auch 2024 gab es eine anfängliche Trockenphase, die aber nur bis zum 20.5. andauerte. Während sie bei der Stieleiche (Abb. 2.2.1-26) zu äußerst hohen Transpirationsraten bis zu 2,71 mm und starkem Absinken des Oberbodenwassergehalts (von 22% am 4.4. auf 12,5% Mitte Mai) führte, erreichten die Roteichen (Abb. 2.2.1-27) 0,55 mm und damit bei weitem nicht das Maximum ihrer jährlichen Transpirationsrate. Bei ihnen fiel der Oberbodenwassergehalt nur von 22% am 4.4. auf 16,3% Mitte Mai. Beim nachfolgenden Wiederaufstieg des Oberbodenwassergehalts durch Regenfälle sank die Stieleichen-Transpirationsrate unter 1 mm und blieb im ganzen Jahr auch bei den späteren kurzen Phasen geringer Luftfeuchte unter diesem Wert. Im Gegensatz dazu stieg die Transpirationsrate der Roteichen schon während der Regenfälle Ende Mai und direkt danach und erreichte erst am 30.7. den Jahresmaximalwert von 1,15 mm. Zu diesem Zeitpunkt war die Stieleichen-Transpiration bei sinkender Oberbodenfeuchte und bereits kritischer Bodensaugspannung ($pF > 4,2$ in 90 cm und 270 cm) schon im weiteren Rückgang (0,81 mm). Trotz weiterer Regenfälle stieg die Bodensaugspannung in allen Unterbodentiefen bei der Stieleiche weiter an. Die Stieleichen-Transpiration ging bis zu einem größeren Niederschlagsereignis vom 8. -10.9. allmählich weiter zurück (0,58 mm), sank beim Regen weiter und stieg nochmal vor den Niederschlägen Ende September auf 0,47 mm an, bevor sie im Oktober bis zum Ende der Vegetationsperiode bei Werten unter 0,3 mm verharrte.

Auch die Transpirationsrate der Roteichen ging nach dem 30.7. deutlich zurück, hier könnte das starke Absinken des Oberbodenwassergehalts auf 8,5% vor dem Regen am 14.8. eine Rolle spielen, wenngleich die Unterbodensaugspannung weniger kritisch blieb als bei der Stieleiche. Bei den darauffolgenden kurzen Phasen niedriger relativer Luftfeuchte erreichten die Roteichen nochmal Transpirationsraten von 0,87 mm (24.8.), 0,96 mm (6.9.) und 0,86 mm (20.9.) und blieben nach den Regenfällen Ende September mit Werten über 0,5 mm deutlich über den Raten der Stieleichen bis in der zweiten Oktoberhälfte feuchtere Bedingungen zu einem Absinken der Transpiration führten.

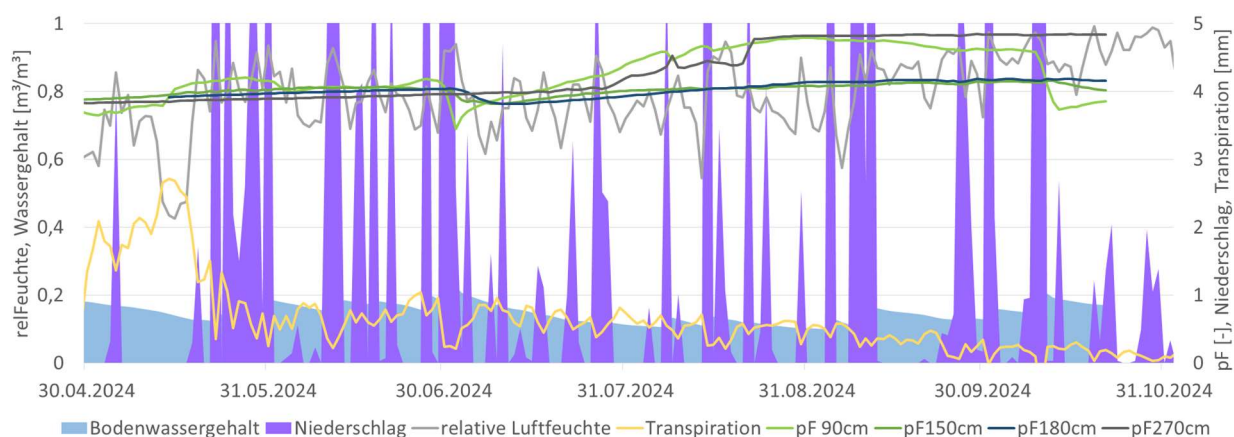


Abbildung 2.2.1-26: Transpirationsrate des Stieleichenbestands 2024 im Vergleich zu dem gemittelten Bodenwassergehalt des Mineralbodens (0 cm - 100cm) und den aus Matrixpotenzialmessungen berechneten pF-Werten in tieferen Bodenschichten sowie Niederschlag und relativer Luftfeuchte.

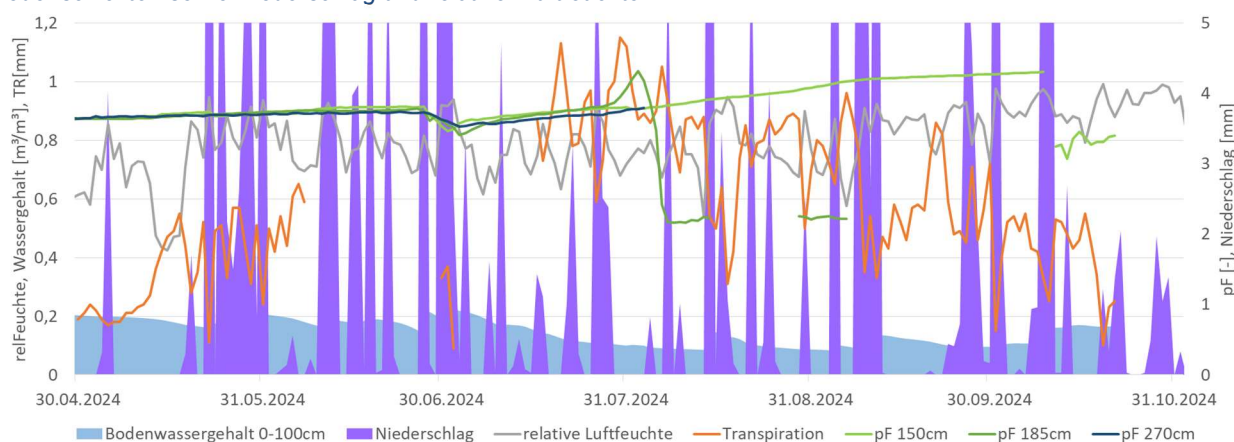


Abbildung 2.2.1-27: Transpirationsrate des Roteichenbestands 2024 im Vergleich zu dem gemittelten Bodenwassergehalt des Mineralbodens (0 cm - 100cm) und den aus Matrixpotenzialmessungen berechneten pF-Werten in tieferen Bodenschichten sowie Niederschlag und relativer Luftfeuchte.

Der auffälligste Unterschied zwischen den beiden Beständen ist wohl die Fähigkeit der Stieleichen, schon sehr früh im Jahr enorm hohe Transpirationsraten zu erreichen und damit das im Frühjahr noch gute Wasserangebot auszunutzen. Dies gelingt den Roteichen besonders in den feuchteren Jahren 2023 und 2024 nicht im selben Maß. Die während dieser Phase geschaffenen Strukturen (großlumige Leitgefäße der Stieleichen) sind aber offenbar weniger geeignet für die später im Jahr auftretenden Situationen mit geringerer Wasserverfügbarkeit im Unterboden und in den Messjahren 2023 und 2024 oft höheren Luftfeuchtigkeiten – während der feuchteren Sommer lag die Transpirationsrate des Roteichenbestands oft über der des Stieleichenbestands. In allen Jahren, also auch im trockenen Sommer 2022, sank die Transpirationsrate des Stieleichenbestands nach den anfänglich hohen Werten auf deutlich niedrigere Werte ab, während die des Roteichenbestands sich bis zur Mitte der Vegetationsperiode steigern konnte und erst danach allmählich absank. Im Durchschnitt über alle Messperioden ist dadurch die tägliche Transpirationsrate der Stieleichen mit 0,61 mm nur etwas größer als die der Roteichen (0,52 mm).

Die Abnahme der Transpirationsraten der Stieleiche trotz angestiegener Oberbodenfeuchte bei kritisch abnehmender Wasserverfügbarkeit im Unterboden 2022 könnte bedeuten, dass sich ihre Transpiration mehr aus dem Unterboden speist als die der Roteichen. Auch in den anderen beiden Sommern ist die kontinuierliche, schier unaufhaltsame Abnahme der Stieleichentranspiration besser mit dem langfristigen Anstieg der Bodensaugspannung im Unterboden korreliert als mit den kurzfristigeren Veränderungen des Wassergehalts im Oberboden. Im Kontrast dazu steigerten die Roteichen 2023 ihre Transpirationsrate trotz steigender Unterbodensaugspannung nach einem Anstieg des Oberbodenwassergehalts. Die insgesamt geringeren Transpirationsraten des Roteichenbestands schonen in manchen Situationen den Bodenwasservorrat (z.B. sank der Oberbodenwassergehalt im April/Mai 2024 weniger als im Stieleichenbestand). Bei Böden mit geringer nutzbarer Feldkapazität und regelmäßigen Niederschlägen wirkt sich diese Schonung aber nicht längerfristig aus, da schon nach der nächsten Niederschlagsperiode der Bodenwasservorrat wieder vollständig aufgefüllt sein kann. Im Fall seltenerer Niederschläge und auch bei etwas höherer nutzbarer Feldkapazität kann diese Eigenschaft aber dazu führen, dass der Bestand länger in nennenswertem Maße transpirieren und damit seine Lebensfunktionen besser aufrechterhalten kann – dies könnte zur im Jahresverlauf gleichmäßigeren Transpiration des Roteichenbestands im Jahr 2022 beigetragen

haben. Umgekehrt nutzte der Stieleichenbestand das bei guter Bodenwasserverfügbarkeit und niedriger relativer Luftfeuchte zu Beginn der Vegetationsperiode oft auftretende hohe Transpirationspotenzial besser aus, auf Kosten einer geringeren Bodenwasserversorgung in den an solche Phasen anschließenden Zeiträumen, in denen die Stieleichen in jedem der drei Messjahre ihre Transpiration reduziert haben.

2.2.1.14 Bestandestranspiration Buche und Fichte (Solling)

Im Solling waren die Niederschlagssummen der drei Vegetationsperioden (1. Mai bis 31. Oktober 2022, 2023 und 2024) höher als in Ehrhorn und steigerten sich von Jahr zu Jahr (2022: 301 mm 2023: 568 mm und 2024: 597 mm). Die höheren Niederschläge trugen auch zur besseren Wasserverfügbarkeit im Oberboden bei, die im Fichtenbestand außer 2022 immer sehr gut war (Abb. 2.2.1-28) und im Buchenbestand von Jahr zu Jahr etwas besser wurde (Abb. 2.2.1-29). Die Transpirationsraten waren im Fichtenbestand 2022 und 2023 höher als 2024 (Maximalraten: 4,6 mm, 5,4 mm und 2,5 mm), was zum Teil auf die Borkenkäferkalamität 2023 zurückzuführen ist, die ab 14.6. 2023 zu einer Reduktion der Grundfläche geführt hat. Im Buchenbestand wurde die höchste Tagestranspirationsrate 2024 erreicht (5,7 mm), nachdem die Maximalraten 2022 mit 3,8 mm und 2023 mit 4,3 mm deutlich niedriger waren.

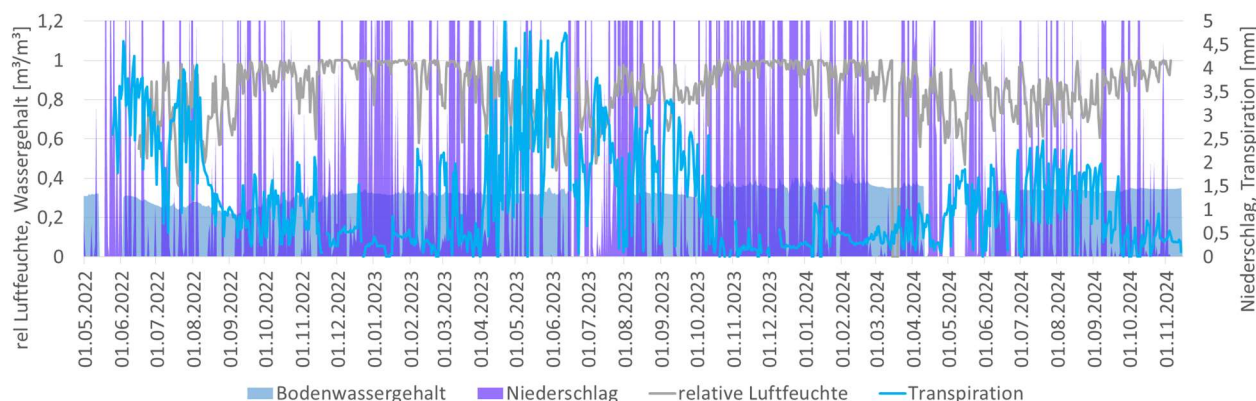


Abbildung 2.2.1-28: Transpirationsrate, mittlerer Bodenwassergehalt des Mineralbodens (0 cm - 100 cm), relative Luftfeuchte und Niederschlag (gekappt bei 5 mm) im Fichtenbestand im Untersuchungszeitraum.

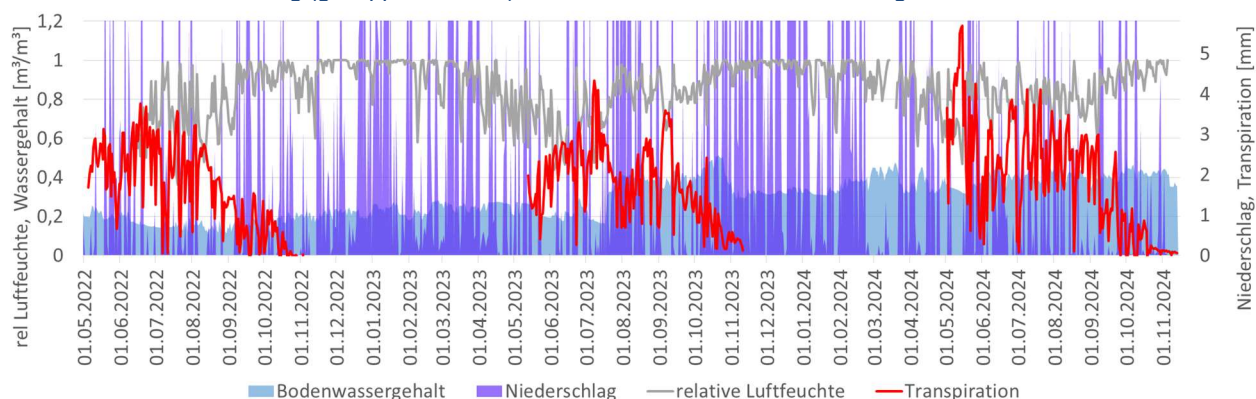


Abbildung 2.2.1-29: Transpirationsrate, mittlerer Bodenwassergehalt des Mineralbodens (0 cm - 100 cm), relative Luftfeuchte und Niederschlag (gekappt bei 5 mm) im Buchenbestand im Untersuchungszeitraum.

Im Jahr 2022 erreichte der Fichtenbestand (Abb. 2.2.1-30) seine maximale Transpirationsrate (4,6 mm) schon am 4.6., also nach den ersten Niederschlägen der Vegetationsperiode. Mit abnehmender Wasserverfügbarkeit im Oberboden ging dann trotz z.T. geringer relativer Luftfeuchten die Transpiration zurück und stieg erst wieder an, nachdem der Oberbodenwassergehalt durch Niederschläge am 7. und 8.7. wieder etwas gestiegen und auch die parallel angestiegene Bodensaugspannung in 100cm dadurch wieder auf Werte unter $pF = 3$ abgesunken war. In der anschließenden Periode mit abwechselnd sehr niedriger relativer Luftfeuchte (Minima zwischen 36% am 20.7. – der lufttrockenste Tag der drei Messjahre – und 62% am 3.9.) und kurzen, bis zum 1.8. auch im Bodenwassergehalt wirksamen Niederschlägen stieg die Transpirationsrate nicht mehr ganz auf dasselbe Niveau (4,1 mm am 4.8.), bevor sie mit dem nächsten extrem lufttrockenen Tag (48% am 11.8.) plötzlich einbrach und bis zum 3.9. auf 1 mm zurückging. Die geringe Luftfeuchte am 11.8. führte also zu gar keinem Anstieg der Transpiration. Parallel dazu ging der Oberbodenwassergehalt von 28% auf 21,5% am 7.9. zurück und die Bodensaugspannung in 100 cm und 180 cm Tiefe stieg auf pF -Werte über 3,9. Nach dem Einbruch der Transpirationsrate ab dem 11.8. wurde in der verbleibenden Vegetationsperiode trotz noch einmal niedriger relativer Luftfeuchte am 13.11. keine Transpirationsrate über 2,1 mm mehr erreicht. Die Bodensaugspannung in 100cm Tiefe stieg durch Regenfälle im September und Oktober nicht weiter an und auch der Oberbodenwassergehalt stieg wieder bis auf 32%, während die Bodensaugspannung in 180 cm kontinuierlich bis zum 18.11. auf pF -Werte über 4,1 anstieg. Mit den darauffolgenden Winterniederschlägen

stieg der Oberbodenwassergehalt wieder auf einen Maximalwert von 35% an und die Unterbodensaugspannung fiel in der zweiten Dezemberhälfte auf pF-Werte unter 2 (in 100 cm) bzw. um 3,3 (in 180 cm).

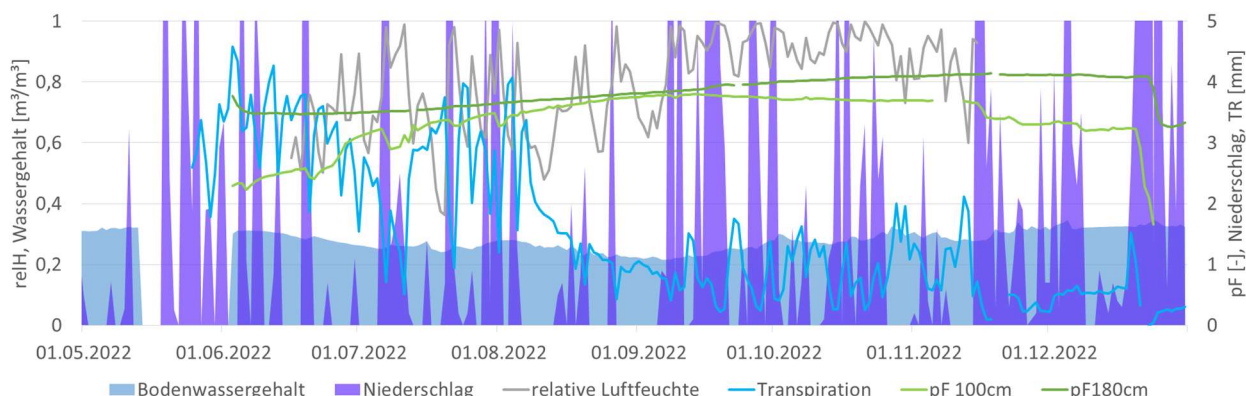


Abbildung 2.2.1-30: Transpirationsrate des Fichtenbestands 2022 im Vergleich zu dem gemittelten Bodenwassergehalt des Mineralbodens (0 cm - 100cm) und den aus Matrixpotenzialmessungen berechneten pF-Werten in tieferen Bodenschichten sowie Niederschlag und relativer Luftfeuchte.

Die Entwicklung der Transpirationsraten beim Buchenbestand (Abb. 2.2.1-31) in diesem trockenen Sommer war zum Teil ähnlich zum Fichtenbestand, allerdings führten die günstigen Bodenfeuchteverhältnisse nach den anfänglichen Niederschlägen in der Vegetationsperiode zu einer allmählichen Steigerung der Transpirationsrate bis zum 18.6. auf den Maximalwert von 3,8 mm. Mit der zurückgehenden Oberbodenwasserverfügbarkeit und bei zunächst kontinuierlich weiter steigenden pF-Werten (in 100 cm bis auf 3,9 am 6.7.) ging die Transpirationsrate dann auch wegen geringerer relativer Luftfeuchte zurück und erreichte am extrem lufttrockenen 20.7. noch einmal einen hohen Wert von 3,5 mm, ging dann aber etwas zurück und sank über drei Tage mit niedriger relativer Luftfeuchte (11.8. mit 48%, 24.8. mit 57% und 3.9. mit 62%) auf eine Transpirationsrate von 1,5 mm am 5.9., die auch danach trotz zum Teil wieder aufgefüllter Bodenwasserspeicher in 0 cm - 100 cm Bodentiefe nicht mehr überschritten wurde. Dabei führten aber alle lufttrockenen Tage zu einem Anstieg der Transpirationsrate. Parallel zum Absinken der Transpirationsrate stieg die Bodensaugspannung in 180 cm Bodentiefe weiter an und erreicht schon am 8.8. den permanenten Welkepunkt und ein Maximum mit pF 4,9 am 3.10. Zum Ende der Vegetationsperiode hin sank die Transpirationsrate weiter und wurde bei ausdauerndem Niederschlag vom 13. - 25.10. teilweise negativ bis zum Laubfall.

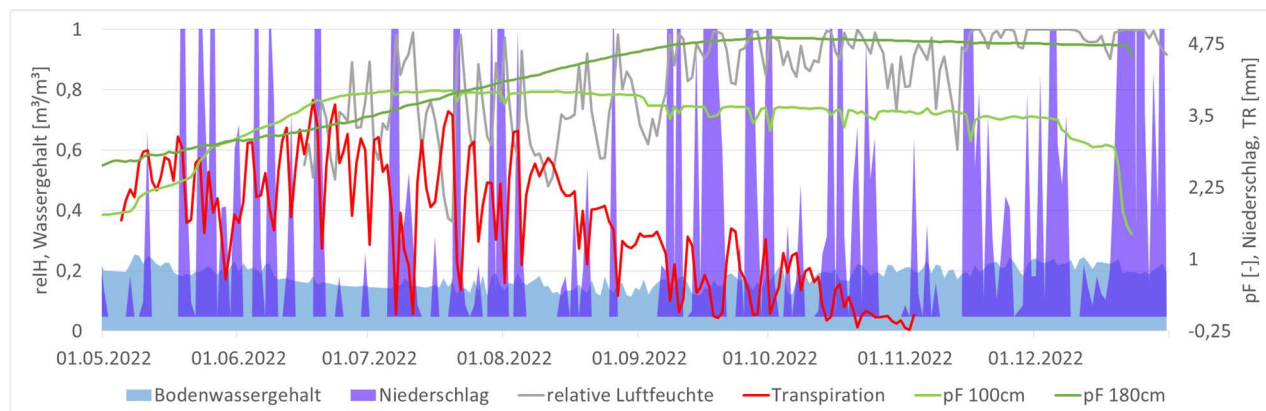


Abbildung 2.2.1-31: Transpirationsrate des Buchenbestands 2022 im Vergleich zu dem gemittelten Bodenwassergehalt des Mineralbodens (0 cm - 100cm) und den aus Matrixpotenzialmessungen berechneten pF-Werten in tieferen Bodenschichten sowie Niederschlag und relativer Luftfeuchte.

Im Jahr 2023 konnte der Fichtenbestand (Abb. 2.2.1-32) Phasen geringer Luftfeuchte im Winter für etwas Transpiration mit Tagesraten über 2 mm nutzen. Erst mit den höheren Temperaturen im relativ trockenen April, führten solche Phasen dann aber zu höheren Transpirationsraten inklusive der Maximalrate von 5,4 mm, die am 22.4. erreicht wurde. Die Oberbodenfeuchte war mit Werten über 30% und vielen Niederschlägen vermutlich im ganzen Sommer bis Ende September kein begrenzender Faktor für die Transpiration und die Bodensaugspannung in 180 cm stieg im Jahresverlauf nur allmählich und erreichte erst Ende September einen maximalen pF-Wert von 3,5. Bis zum 14.6., an dem die Käferfichten entfernt wurden, stieg die Transpiration in lufttrockenen Phasen wiederholt über 4,5 mm, sank aber durch luftfeuchte Niederschlagsstage dazwischen immer wieder auf sehr niedrige Raten. Der teilgerodete Bestand erreichte am 8.7. seine maximale Transpirationsrate von 3,8 mm und danach in einer längeren niederschlagsreichen Periode nur kurzzeitig Raten über 2 mm. Bei einer etwas trockeneren Periode ab Mitte August bis Oktober wurden wiederholt

Transpirationsraten zwischen 2,5 und 3,3 mm erreicht, bevor in den letzten zweieinhalb niederschlagsreichen und luftfeuchten Monaten die Transpirationsrate ganzzeitig unter 1 mm blieb, mit dann auch allmählich wieder fallender Unterbodensaugspannung. Bei den Niederschlägen zum Ende der Vegetationsperiode wurden zum Teil auch negative Saftfluss- bzw. Transpirationsraten festgestellt. Hier wurde also mindestens Wasser aus dem Stamm in die Wurzeln verlagert.



Abbildung 2.2.1-32: Transpirationsrate des Fichtenbestands 2023 im Vergleich zu dem gemittelten Bodenwassergehalt des Mineralbodens (0 cm - 100cm) und den aus Matrixpotenzialmessungen berechneten pF-Werten in tieferen Bodenschichten sowie Niederschlag und relativer Luftfeuchte.

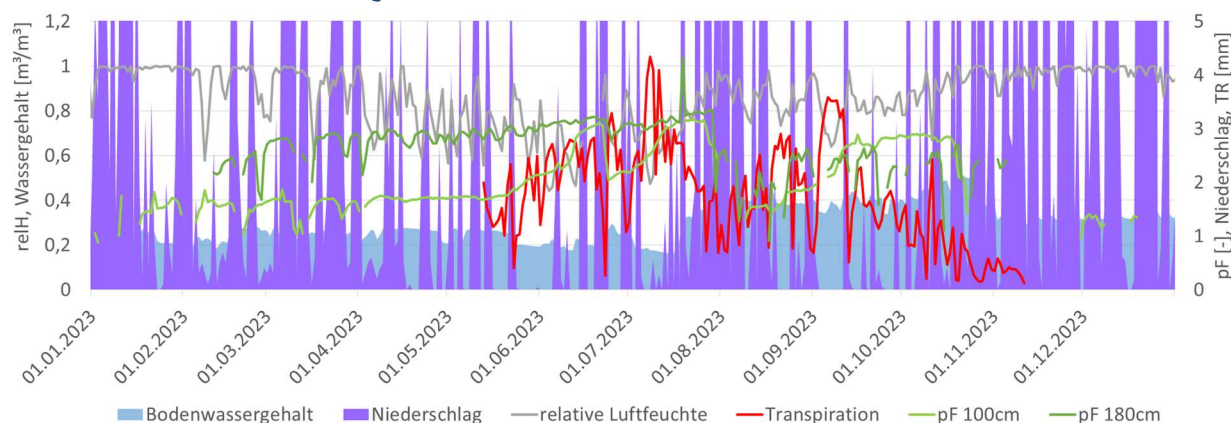


Abbildung 2.2.1-33: Transpirationsrate des Buchenbestands 2023 im Vergleich zu dem gemittelten Bodenwassergehalt des Mineralbodens (0 cm - 100cm) und den aus Matrixpotenzialmessungen berechneten pF-Werten in tieferen Bodenschichten sowie Niederschlag und relativer Luftfeuchte.

Im Buchenbestand (Abb. 2.2.1-33) blieb die Bodensaugspannung 2023 bis zum Laubaustrieb im Mai recht stabil und nur leicht ansteigend bei pF-Werten unter 1,8 (100 cm Bodentiefe) bzw. 2,8 (180 cm Bodentiefe). Erst in den trockeneren Phasen im Mai und Juni stieg die Transpirationsrate allmählich auf Werte über 2,5 mm – die Buchen konnten mangels Laub also nicht nur die Wintermonate nicht zur Transpiration nutzen, sondern diese kam auch im Mai bei geringen relativen Luftfeuchten erst allmählich in Gang. Nach mehreren Regenphasen gab es erst vom 5.7. bis 20.7. nochmal eine Trockenphase, in der die Transpiration der Buchen auf ihren Maximalwert ansteigen konnte (4,3 mm am 8.7.). Die parallel zu den Transpirationsraten angestiegene Bodensaugspannung erreichte kurz darauf am 19.7. ihre maximalen pF-Werte (3,2 in 100 cm und 4,3 in 180 cm). Ab diesem Tag fiel die Transpirationsrate, kurz darauf auch niederschlags- und luftfeuchtebedingt auf Werte unter 2 mm, mit danach in trockeneren Phasen wieder bis auf 3,5 mm ansteigenden Raten. Während der Juli/August-Niederschläge wurde der Oberbodenwasserspeicher wieder aufgefüllt, die Bodensaugspannung ging zurück und erreichte erst Mitte September wieder pF-Werte über 2,5. Ab diesem Zeitpunkt sank die Transpirationsrate auch wegen nicht mehr so niedriger relativer Luftfeuchten (ca. 80 - 90%) in der relativ trockenen Phase bis zum 6.10. auf Werte unter 1,7 mm. Vor dem Laubfall gab es nur am 11.10. noch eine Transpirationsrate von 2,4 mm, danach ging sie kontinuierlich auch luftfeuchte- und niederschlagsbedingt zurück.

Der grundflächenreduzierte Fichtenbestand (Abb. 2.2.1-34) erreichte im Jahr 2024 mit maximal 2,5 mm am 20.7. wesentlich niedrigere Transpirationsraten als noch im Spätsommer 2023. Durch den Wegfall von zwei Saftfluss-Messbäumen wurden die Messungen z.T. an einem anderen Baumkollektiv fortgesetzt und es kann nicht ausgeschlossen werden, dass die ausgewählten Bäume, aufgrund z.B. einer Vorschädigung durch Borkenkäfer, nicht genauso stark transpierten wie die zuvor ausgewählten. Die winterliche Nutzung von lufttrockenen Phasen zur Transpiration fand auch zu Beginn des Jahres 2024 wieder statt, mit geringen

Transpirationsraten von etwa 1,1 mm (am 10.1., 21.1., 20.3., 26.3. und 7.4.). Erst im Mai wurde dann am mit 47% relativer Luftfeuchte lufttrockensten Tag des Jahres eine Transpirationsrate von 1,8 mm erreicht.

Am 6.6. bei einer relativen Luftfeuchte von 69% wurde diese Rate schon etwas übertroffen (2,0 mm) und ab dem 29.6. führten ähnlich lufttrockene Tage dann wiederholt – mit Unterbrechung durch Regentage – zu Transpirationsraten von 2,3 - 2,5 mm (am 9.7., 15.7., 20.7., 30.7., 6.8. und 13.8.), wodurch der Anschein entsteht, dass noch höhere Raten für den Bestand in seiner aktuellen Verfassung gar nicht möglich sind. Die Oberbodenwasserverfügbarkeit war während des ganzen Jahres – soweit Messungen vorliegen – ausgezeichnet. Mit der Abkühlung ab Ende August sanken die Raten an lufttrockenen Tagen noch etwas unter 2 mm und fielen dann zum Ende der Vegetationsperiode hin wieder auf das winterliche Niveau von bis zu ca. 1 mm.

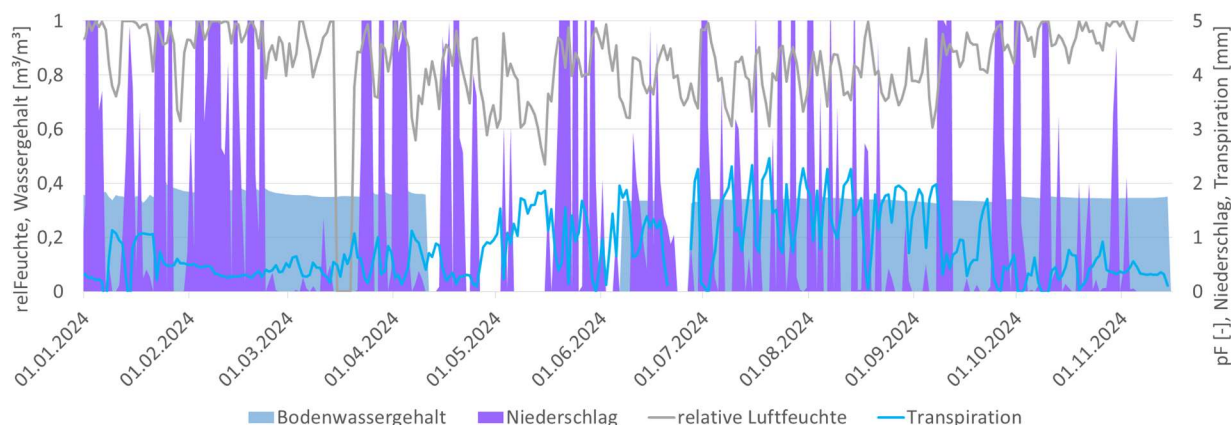


Abbildung 2.2.1-34: Transpirationsrate des Fichtenbestands 2024 im Vergleich zu dem gemittelten Bodenwassergehalt des Mineralbodens (0 cm - 100cm) und den aus Matrixpotenzialmessungen berechneten pF-Werten in tieferen Bodenschichten sowie Niederschlag und relativer Luftfeuchte.

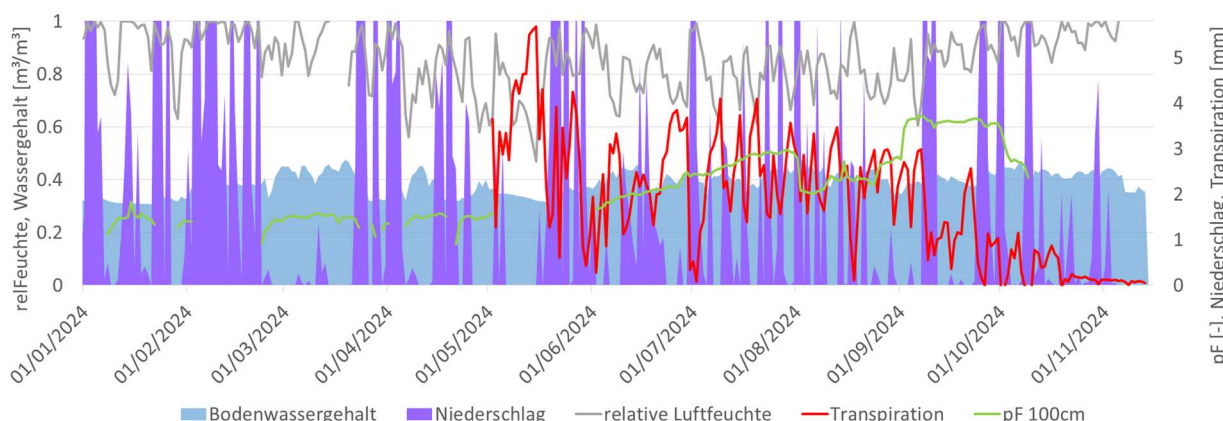


Abbildung 2.2.1-35: Transpirationsrate des Buchenbestands 2024 im Vergleich zu dem gemittelten Bodenwassergehalt des Mineralbodens (0 cm - 100cm) und den aus Matrixpotenzialmessungen berechneten pF-Werten in tieferen Bodenschichten sowie Niederschlag und relativer Luftfeuchte.

Der Buchenbestand (Abb. 2.2.1-35) erreichte 2024 nach dem Laubaustrieb am 14. Mai, dem lufttrockensten Tag des Jahres, mit 5,7 mm die höchste Buchen-Transpirationsrate der drei Messjahre. Mit zurückgehender und durch Regen gleich wieder aufgefüllter Oberbodenfeuchte und allmählich ansteigender Bodensaugspannung in 100 cm Tiefe führten die folgenden, nicht mehr ganz so lufttrockenen, Tage zu Raten zwischen 3,2 und 4,1 mm (am 27.6., 28.6., 9.7., 15.7., 20.7., 30.7., 6.8. und 12.8.). Mit der Abkühlung Ende August sanken die Maximalraten zwischen den Regentagen auf etwa 3 mm (24.8., 27.8. und 6.9.) und sanken dann mit steigender Luftfeuchtigkeit zum Ende der Vegetationsperiode (nach 2,5 mm am 22.9.) auf Raten unter 1 mm.

Im Vergleich beider Bestände fällt ihre unterschiedliche Empfindlichkeit im Trockensommer 2022 auf. Die Transpirationsraten brachen nach dem zweiten extrem lufttrockenen Tag im Fichtenbestand regelrecht ein, weitere sehr lufttrockene Tage führten – anders als bei den Buchen – nicht mehr zu einer gesteigerten Transpiration. Es könnte sich hier um Schädigungen der wasserleitenden Gefäße handeln, die bei den Buchen zumindest nicht im gleichen Maße aufgetreten sind. Bemerkenswert ist auch, dass der Buchenbestand seine maximale Transpirationsrate in den Jahren 2022 und 2023 erst spät erreichte und später als der Fichtenbestand, der in beiden Jahren schon sehr früh hohe Transpirationsraten erreichte. Anscheinend konnten die winteraktiven Fichten solche Schäden an Leitgefäßen, die an der Frühjahrstranspiration beteiligt

waren, also schon vor dem Frühling 2023 ausgleichen. Erst nach den möglichen Borkenkäferschäden 2023 an den Fichten kehrte sich die Reihenfolge um und die Buchen erreichen nicht nur früher (schon am 14. Mai 2024) die Maximalrate, sondern scheinen auch im weiteren Verlauf des Jahres flexibler auf den Verdunstungsanspruch der Luft reagiert zu haben, während der reduzierte Fichtenbestand schnell an sein Transpirationsmaximum kam und dabei im weiteren Verlauf des Sommers 2024 blieb. Für den Oberbodenwassergehalt scheint das unterschiedliche Transpirationsverhalten der beiden Bestände die Auswirkung zu haben, dass es im Fichtenbestand nur eine sehr gedämpfte Dynamik gibt, während der Oberbodenwassergehalt beim Buchenbestand über die Sommerhalbjahre instabiler ist. Die mittlere tägliche Transpirationsrate des Fichtenbestands unter Einbeziehung auch der Wintermessungen vor der Teilräumung am 14.6.2023 betrug 1,57 mm, in den 1,5 Jahren danach waren es nur noch 1,03 mm. Die tägliche Transpirationsrate beider Bestände an den Tagen, für die Messungen von beiden Beständen vorliegen, betrug vor der Teilräumung für die Fichte 2,18 mm und für die Buche 1,63 mm, nach der Teilräumung 1,29 mm (Fichte) und 1,82 mm (Buche).

2.2.1.15 Bestandestranspiration Kiefer und Douglasie (Klötze, Altmark)

Die Niederschlagssummen der drei Vegetationsperioden (1. Mai bis 31. Oktober) in Klötze waren in allen Jahren geringer als an den beiden anderen Standorten (2022: 180 mm, 2023: 342 mm, 2024: 353 mm), wobei 2022 wieder das trockenste Messjahr war. Obwohl sich also 2023 und 2024 im Niederschlagsangebot nicht sehr unterscheiden, war die Transpirationsrate der Kiefern nicht nur 2022, sondern auch 2024 geringer als bei allen anderen Baumarten mit Maximalraten von 0,47 mm, 1,36 mm und 0,52 mm. Bei der Douglasie steigerte sich dagegen die Transpirationsrate von Jahr zu Jahr, mit Maximalraten von 1,2 mm, 1,6 mm und 2,1 mm. Trotz der geringeren Niederschläge war sie in der Größenordnung ähnlich wie die Transpiration des Stieleichenbestands und höher als die Bestandestranspiration der Roteichen.

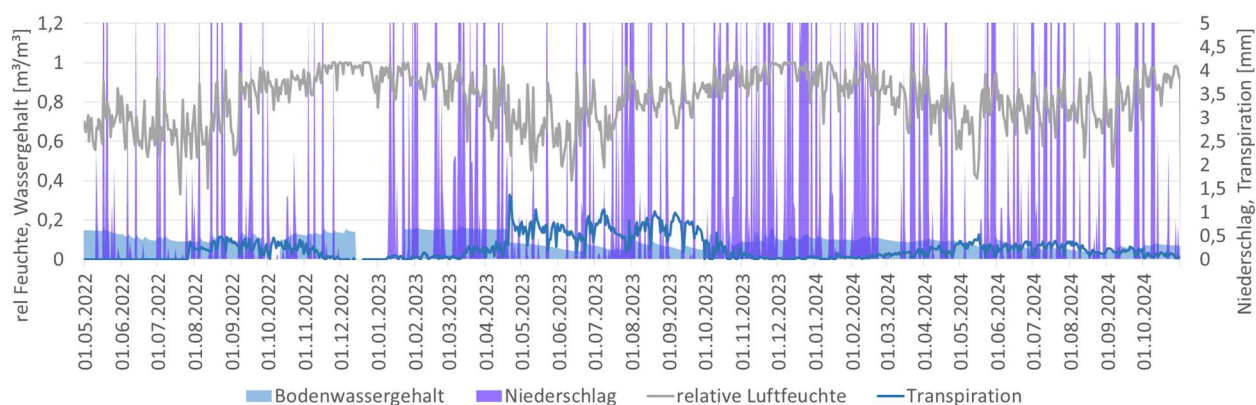


Abbildung 2.2.1-36: Transpirationsrate, mittlerer Bodenwassergehalt des Mineralbodens (0 cm - 100 cm), relative Luftfeuchte und Niederschlag (gekappt bei 5 mm) im Kiefernbestand im Untersuchungszeitraum.

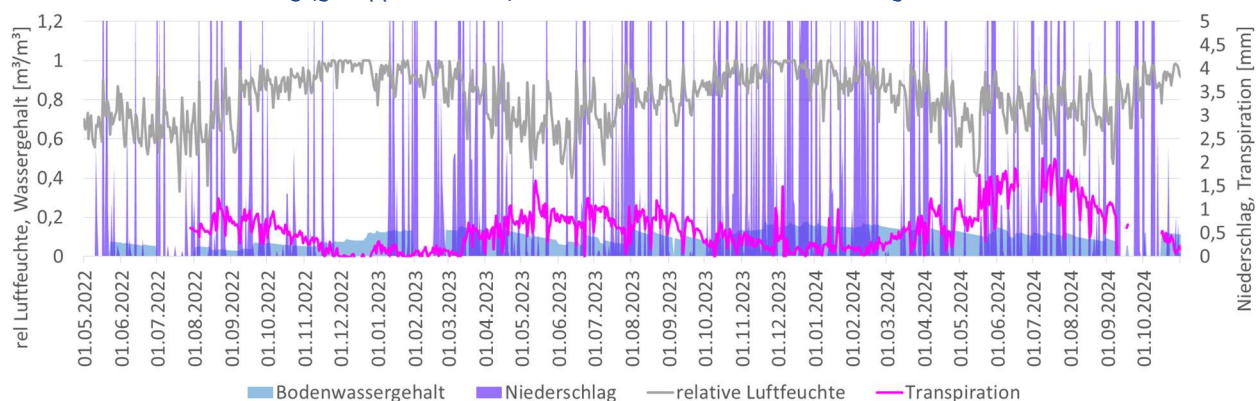


Abbildung 2.2.1-37: Transpirationsrate, mittlerer Bodenwassergehalt des Mineralbodens (0 cm - 100 cm), relative Luftfeuchte und Niederschlag (gekappt bei 5 mm) im Douglasienbestand im Untersuchungszeitraum.

Im Trockenjahr 2022 begannen die Saftflussmessungen in Klötze (Abb. 2.2.1-38) erst im Juli, sodass die extrem niedrigen Transpirationsraten des Kiefernbestands zu Beginn der Vegetationsperiode, als im Mai noch mehr Regen fiel, wohl höher gewesen sein können, obwohl auch zu dem Zeitpunkt schon sehr niedrige relative Luftfeuchten unter 60% gemessen wurden. Der Oberbodenwassergehalt lag noch bis Anfang Juni über 12%. Mit den spärlichen Niederschlägen im Juni und Juli sank er aber kontinuierlich bis auf 9% zu Beginn der Saftflussmessungen. Die Bodensaugspannung in 100 cm Bodentiefe stieg während der ersten Messwochen kontinuierlich weiter und erreichte den permanenten Welkepunkt am 14.8. Danach setzten Niederschläge ein, die eine leichte Entspannung in dieser Tiefe bewirkten. Die geringen Transpirationsraten der Kiefern stiegen im Verlauf des Spätsommers an besonders lufttrockenen Tagen nicht an, sondern gingen an diesen Tagen

zurück (12.8.: 36%, 4.9.: 53% rel. Luftfeuchte), was auf das Schließen der Spaltöffnungen zum Schutz vor Austrocknung hinweist. Anstiege waren nur an Tagen mit noch relativ hoher Luftfeuchte nach z.B. Regentagen zu beobachten (am 28.7.: 64%, 6.8.: 69%, 17.8.: 65%, 21.8.: 74%, 28.8.: 73%, 12.9.: 82%, 23.9.: 74%, 30.9.: 85% und 6.10.: 76%). Die relativ höchsten Transpirationsraten wurden am 22.8., 23.8. und 24.8. zwischen zwei Niederschlagsereignissen erreicht (64% relative Luftfeuchte am 23.8.), ein fast genauso hoher Wert wurde am 6.10. erreicht, nachdem die relative Luftfeuchte schon wieder auf über 80% gestiegen war und auch bis zum Ende des Jahres nicht mehr darunter sank. Mit dem Anstieg der relativen Luftfeuchte zum Jahresende hin sank die Transpirationsrate weiter und wurde an manchen Tagen mit sehr hoher Luftfeuchte und Oberbodenfeuchten von ca. 14% auch leicht negativ.

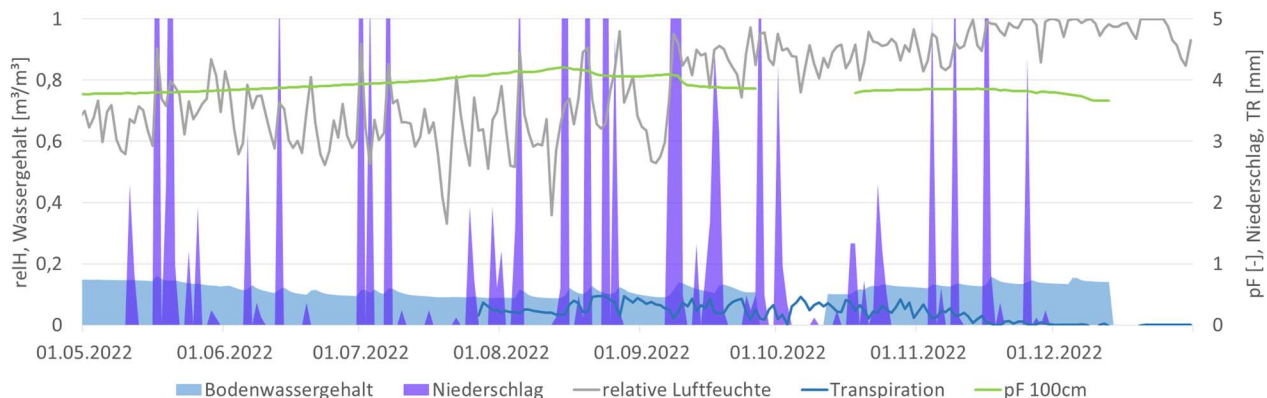


Abbildung 2.2.1-38: Transpirationsrate des Kiefernbestands 2022 im Vergleich zu dem gemittelten Bodenwassergehalt des Mineralbodens (0 cm - 100cm) und den aus Matrixpotenzialmessungen berechneten pF-Werten in tieferen Bodenschichten sowie Niederschlag und relativer Luftfeuchte.

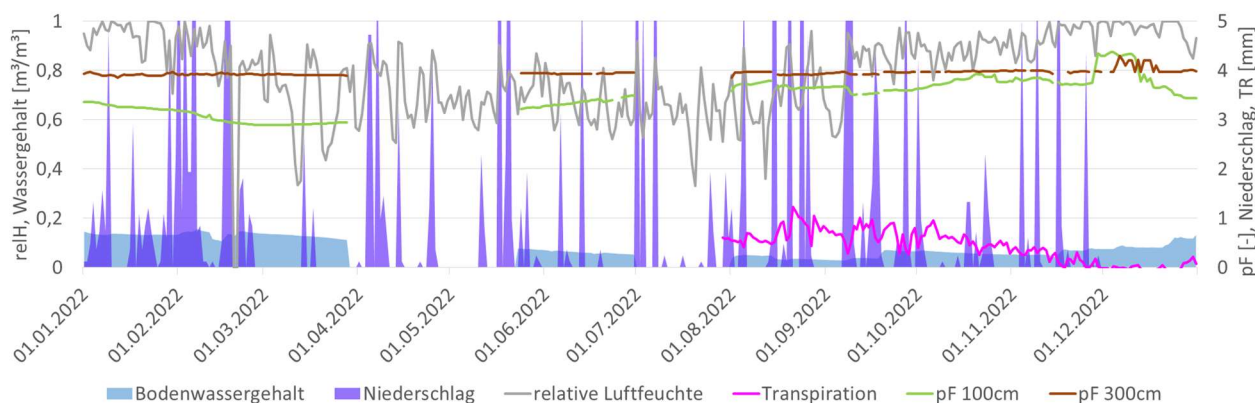


Abbildung 2.2.1-39: Transpirationsrate des Douglasienbestands 2022 im Vergleich zu dem gemittelten Bodenwassergehalt des Mineralbodens (0 cm - 100cm) und den aus Matrixpotenzialmessungen berechneten pF-Werten in tieferen Bodenschichten sowie Niederschlag und relativer Luftfeuchte.

Im Douglasienbestand war 2022 (Abb. 2.2.1-39) der Oberbodenwassergehalt schon vor Messbeginn auf Werte um 5% gefallen und die Bodensaugspannung in 100 cm war bei $pF=3,7$ am Steigen, während in 300 cm Tiefe ganzjährig ein konstanter pF-Wert von 3,9 oder 4,0 bestand. Die Transpirationsrate lag im August etwa doppelt so hoch wie im Kiefernbestand und ähnlich wie bei diesem sank die Transpiration an den besonders lufttrockenen Tagen, sodass das starke Wasserdampfdruckgefälle zwischen Nadeln und Luft für höhere Transpirationsraten kaum genutzt wurde. Erkennbar ist dies bei den stark zurückgehenden relativen Luftfeuchten am 12.8. und 4.9. (36% und 53%). Nur an den Tagen mit zurückgehender, aber im Niveau höherer relativer Luftfeuchte stieg die Transpiration synchron zur Kiefer an. Die höchste Transpirationsrate wurde allerdings schon einen Tag früher als bei der Kiefer erreicht (21.8.: 1,2 mm). Der in beiden Beständen vorkommende leichte Anstieg des Oberbodenwassergehalts durch 10 mm Niederschlag am 20.8. wurde bei der Douglasie also schon früher genutzt. Über den August bis zum Tiefpunkt am 7.9. sank der Oberbodenwassergehalt dann auf extrem niedrige 3%. Wegen diesen auch im Kiefernbestand extrem niedrigen Messwerten wurden die SMT-100-Bodensonden mittels gravimetrischer Wassergehaltsbestimmung überprüft. Ihre Messung konnte dabei bestätigt werden. Durch die Niederschläge im September stieg dann der Oberbodenwassergehalt wieder an auf 7% am 20.9., sank danach bis zum 15.11. aber nochmal auf 4%. Mit den ab Ende September höheren Luftfeuchten und geringer werdender Bodenwasserverfügbarkeit ging die Transpiration bis zum Ende der Vegetationsperiode weiter zurück und wurde im Dezember – wie bei der Kiefer – gelegentlich leicht negativ. Kurz vor Jahresende führte dann aber – anders als im Kiefernbestand – eine kurze Phase mit niedrigerer relativer Luftfeuchte (85% am 30.12. und 77% am 1.1.23) zu einem Anstieg der Transpirationsrate auf immerhin 0,3 mm.

Durch die Winterniederschläge stieg der Bodenwassergehalt im Kiefernbestand 2023 (Abb. 2.2.1-40) bis auf 18% am 10.3. an. Die vorher schon auftretenden Tage geringerer Luftfeuchte am 16.1., 29.1., 5.2., 16.2., 26.2., 1.3. und 4.3. mit Lufttemperaturen über -1°C wurden vom Kiefernbestand, trotz des für diesen Bestand guten Wasserangebots aber kaum zur Transpiration genutzt. Nur der Luftfeuchteabfall am 9.2. auf 81% bei -2°C Lufttemperatur führte zu einer nennenswerten Transpirationsrate von 0,2 mm. Noch stärkere Luftfeuchterückgänge am 17.3. (60%) und 6.4. (61%) bei dann schon höheren Lufttemperaturen von 9°C bzw. 5°C führten auch nur zu 0,2 mm Transpiration – erst das Absinken der relativen Luftfeuchte am 14°C warmen 21.4. auf 61% war mit einem starken Anstieg der Transpiration auf 1,4 mm verbunden, der Maximalrate des Kiefernbestands 2023. Seit dem Einsetzen kontinuierlicher Transpiration des Kiefernbestands am 17.3. begann der Anstieg der Unterbodensaugspannung in verschiedenen Tiefen, sie erreichte am 21.4. je nach Tiefe pF-Werte zwischen 3,6 und 3,7 und stieg über die anschließende Trockenphase bis zum 22.6. hin in 100 cm Tiefe auf 4,1, bei dann nur noch 4% Wassergehalt im Oberboden. Die extrem niedrigen relativen Luftfeuchten am 9.5. (45%) und 13.5. (50%) führten noch zu einem Anstieg der Transpirationsrate auf 0,8 mm bzw. 1,1 mm, aber schon am 19.5. (58%), 28.5. (57%), 3.6. (48%) und 11.6. (40%) waren nur noch minimale Anstiege der Transpirationsrate als Reaktion auf den steigenden Verdunstungsanspruch der Atmosphäre zu beobachten. Die Wassernachlieferung aus dem Boden war offenbar schon so eingeschränkt, dass keine größeren Transpirationssteigerungen möglich waren. Erst der Luftfeuchteabfall in den Tagen nach dem Niederschlag (6 mm) vom 16.6. bis auf 58% am 19.6. führte zu einer deutlichen Steigerung der Transpirationsrate von 0,2 mm auf 0,6 mm. Die darauffolgenden Juniniederschläge führten zu einem vorübergehenden Anstieg des Oberbodenwassergehalts auf 10%, änderten aber nichts am ansteigenden Trend bei der Bodensaugspannung. Die Transpirationsrate reagierte aber wieder stärker auf Luftfeuchterückgänge, sodass am 9.7. eine Transpirationsrate von 1,1 mm erreicht werden konnte. Danach gingen Oberbodenfeuchte und Transpirationsrate zurück. In der zweiten Julihälfte gab es dann mehrere Regentage mit ansteigendem Oberbodenwassergehalt, aber ohne nachlassende Bodensaugspannung im Unterboden. Diese erreichte am 16.7. in 290 cm bzw. am 18.7. in 240 cm Tiefe den permanenten Welkepunkt und lag in den anderen Tiefen bereits bei 4,0. Trotzdem stieg die Transpiration nach den Regenfällen (insgesamt 95 mm vom 15.7. bis 3.8.) wieder an und erreichte am 21.8. (0,9 mm) und 7.9. (1 mm) noch einmal Maxima in Verbindung mit lufttrockenen Tagen. Dabei war der Wassergehalt im Oberboden schon wieder am Sinken und die Bodensaugspannung erreichte am 20.8. auch in 190 cm Tiefe den permanenten Welkepunkt. Ein Luftfeuchteabfall am 20.9. auf 72% führte zu einer kaum merklichen Steigerung der Transpirationsrate und diese fiel danach schon am 1.10. auf Werte unter 0,1 mm, vor den danach einsetzenden Oktoberniederschlägen, die den Oberbodenwassergehalt wieder erhöhten und so auch bis zum Ende der Vegetationsperiode Transpirationsraten bis 0,4 mm (0,6 mm am 11.10.) zuließen. Die in der zweiten Novemberhälfte nachlassende Bodensaugspannung und ansteigender Oberbodenwassergehalt hatten keine Bedeutung mehr für die Transpiration des Kiefernbestands, die im November und Dezember nur noch Raten nahe 0 mm aufwies.

Der Douglasienbestand (Abb. 2.2.1-41) nutzte 2023 die im Winter auftretenden kurzen Trockenphasen stärker als der Kiefernbestand zur Transpiration, aber bis Mitte März auf sehr niedrigem Niveau (0,1 mm bis 0,2 mm). Der stärkere Luftfeuchteabfall auf 60% am 17./18.3. führte zu einer Transpirationsrate von 0,7 mm. Die Transpirationsrate blieb in den darauffolgenden Tagen etwa auf diesem Niveau und stieg, bei bereits abnehmendem Oberbodenwassergehalt, bis zum 21.4. auf 1,1 mm an. Nach dem 21.4., der beim Kiefernbestand die maximale Transpirationsrate markierte, sank die Transpirationsrate der Douglasien nur etwas auf Werte von 0,7 – 0,8 mm und stieg an den beiden lufttrockenen Tagen nach dem 3 mm-Niederschlag vom 11.5. auf die Maximalrate von 1,4 mm. Der Wassergehalt des Oberbodens (0 cm – 100 cm) sank von seinem Höchststand am 11.3. (15%) bis zum 8.6. kontinuierlich auf nur noch 6%. Gleichzeitig stieg die Bodensaugspannung in 100 cm Tiefe von pF 2,7 auf pF 3,7 und erreichte in den anderen Tiefen schon pF-Werte zwischen 3,8 und 4,0. Die besonders niedrigen relativen Luftfeuchten am 4.6. (47%) und 12.6. (40%) führten in dieser Situation zu fast keiner Steigerung der Transpiration im Vergleich zum Vortag. Solche Steigerungen nach Luftfeuchteabfall traten erst wieder nach Regenfällen am 16.6. (6 mm) und 22./23.6. (50 mm) an den darauffolgenden Tagen auf (z.B. 1,2 mm am 25.6.), die den Oberbodenwassergehalt vorübergehend bis auf 11% anhoben. Er sank bis zum 9.7. recht schnell wieder auf 6%, bei pF-Werten im Unterboden zwischen 3,7 und 3,9. Der Luftfeuchteabfall an diesem Tag auf 47% führte zu keiner Reaktion der Transpiration. Die Niederschläge in der zweiten Julihälfte entspannten die Matrixpotenziale in 100 cm Tiefe auf pF 3,1 am 5.8. und erhöhten den Wassergehalt im Oberboden auf 14%. Im August und September regnete es aber nur gelegentlich geringe Mengen, sodass bei etwa gleichbleibender relativer Luftfeuchte um 80% die Transpiration von 1,1 mm auf 0,6 mm synchron zum Oberbodenwassergehalt (auf 11%) bis zum 21.9. zurückging. Mit dem anschließenden Anstieg der relativen Luftfeuchte auf ein Niveau von 85 - 100% ging die Transpirationsrate bis zum Jahresende weiter zurück, stieg aber nach dem ersten Frost bei kurzzeitig abnehmender relativer Luftfeuchte wiederholt noch einmal an (am 4./5.12., 19.12. und 29.12.).

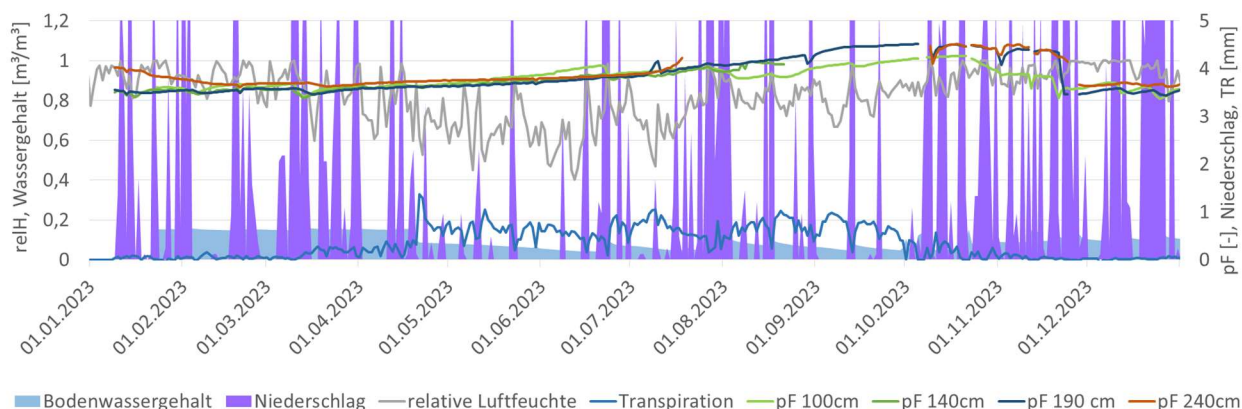


Abbildung 2.2.1-40: Transpirationsrate des Kiefernbestands 2023 im Vergleich zu dem gemittelten Bodenwassergehalt des Mineralbodens (0 cm - 100cm) und den aus Matrixpotenzialmessungen berechneten pF-Werten in tieferen Bodenschichten sowie Niederschlag und relativer Luftfeuchte.

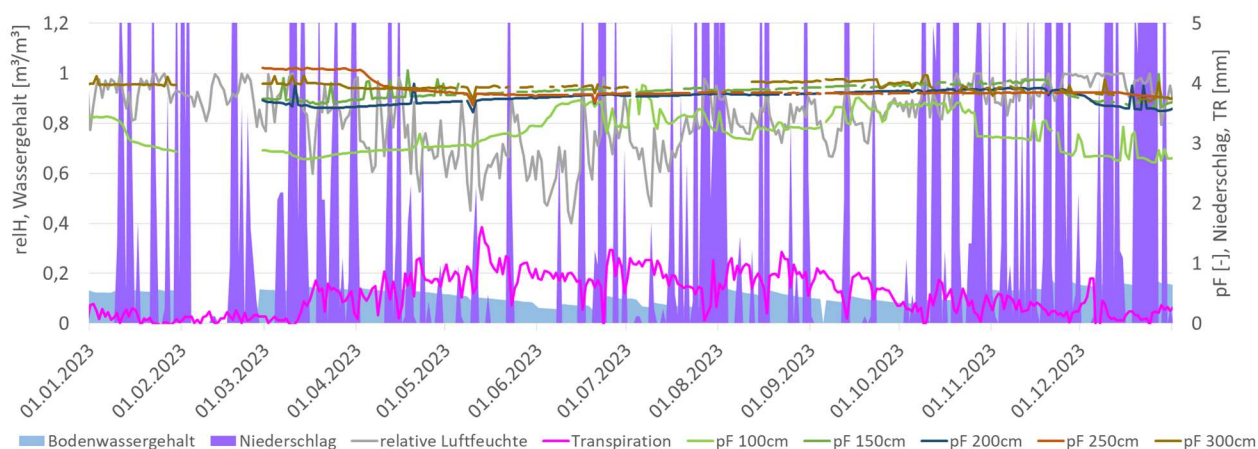


Abbildung 2.2.1-41: Transpirationsrate des Douglasienbestands 2023 im Vergleich zu dem gemittelten Bodenwassergehalt des Mineralbodens (0 cm - 100cm) und den aus Matrixpotenzialmessungen berechneten pF-Werten in tieferen Bodenschichten sowie Niederschlag und relativer Luftfeuchte.

Im Jahr 2024 war der Oberbodenwassergehalt im Kiefernbestand von Beginn an geringer als in den anderen Jahren, z.B. lag er am 1.3. bei knapp 10%, während er in den beiden anderen Jahren zum 1.3. noch jeweils bei 15% lag. Eine mögliche Erklärung sind die wärmer gewordenen Winter, bei denen der jeweils letzte Frost am 3.3.2022, 1.3.2023 und am 21.1.2024 auftrat, im Jahr 2024 also ca. 6 Wochen früher. Durch die höheren Temperaturen kann schon früh mehr Wasser aus dem Oberboden verdunsten – dieser Effekt betrifft den Kiefernbestand mit dichterem Bodenvegetation mehr als den des Douglasienbestands. Der Wassergehalt des Oberbodens sank seit Erreichen eines Maximums von 12% am 10.2. mehr oder weniger kontinuierlich bis auf 9% am 21.3. Die Transpiration der Kiefern begann, abgesehen von einer minimalen Transpirationsrate von 0,1 mm, am 21.1. mit dem Luftfeuchteabfall am 22.2. auf 69% relativer Luftfeuchte mit Raten um 0,1 mm und kletterte mit dem nächsten Abfall der relativen Luftfeuchte am 19.3. (64%) auf 0,2 mm. Am 14.4. sank die relative Luftfeuchte auf 58%, zu diesem Zeitpunkt wurde zum ersten Mal eine Transpirationsrate von 0,3 mm gemessen. Durch die Niederschläge um den 1.4. war der Oberbodenwassergehalt kurzzeitig wieder auf 10% angestiegen und sank dann kontinuierlich bis zum 25.5. auf 6%. Unter diesen Umständen lösten die nächsten lufttrockenen Tage nur eine geringe Steigerung der Transpirationsrate aus: Am 28.4. wurden 0,3 mm erreicht und am 2.5. 0,4 mm Transpiration bei jeweils 56% relativer Luftfeuchte. Die höchste Transpirationsrate dieser besonders bodentrockenen Vegetationsperiode wurde nach 41% relativer Luftfeuchte am 15.5., am darauffolgenden 16.5. und 17.5. bei einer Oberbodenfeuchte von 7% erreicht (0,5 mm Transpiration). Die Unterbodensaugspannung in 100 cm, 240 cm und 290 cm Tiefe lag zu diesem Zeitpunkt schon bei pF 4,0 oder darüber. Mit den Niederschlägen ab dem 22.5. bis zum 31.5. in Höhe von 89 mm erhöhte sich der Wassergehalt im Oberboden vorübergehend auf 11%. Die Bodensaugspannungen im Unterboden wurden dadurch aber kaum reduziert und stiegen anschließend wieder an, sodass in 240 cm und 290 cm am 6.6. bzw. 8.6. der permanente Welkepunkt erreicht und überschritten wurde. Bei dann schnell wieder abnehmender Oberbodenfeuchte bis auf 5% am 29.6. führten alle folgenden Luftfeuchterückgänge kaum noch zu einer in der Transpirationsrate sichtbaren Reaktion, die mit ihren Maxima den ganzen Sommer über beharrlich unter 0,4 mm blieb. Am 29.6. erreichten alle Unterbodensaugspannungen (in 100 cm, 190 cm, 240 cm und 290 cm) den permanenten Welkepunkt oder lagen mit ihren pF-Werten schon darüber. Die Transpirationsrate stieg bis Mitte August nicht mehr über 0,3 mm, wobei der Wassergehalt des Oberbodens bis unter 4% fiel. In dieser

Lage ging bei dem drastischen Abfall der relativen Luftfeuchte von bereits recht trockenen 69% am 12.8. auf 52% am 13.8. die Transpirationsrate auf 0,2 mm zurück anstatt zuzunehmen – hier handelte es sich vermutlich um einen weitgehenden Schluss der Spaltöffnungen. Auch spätere lufttrockene Tage am 6.9. (47%) und 21.9. (66%) führten trotz leicht erhöhtem Oberbodenwassergehalt bei immer noch andauernder Überschreitung des permanenten Welkepunkts in allen Unterbodentiefen nur zu einer leichten Erhöhung der Transpirationsrate (0,2 mm), bevor bei zurückgehenden Lufttemperaturen und ansteigender relativer Luft- und Oberbodenfeuchte die Transpirationsrate zum Ende der Vegetations- und Messperiode auf Werte nahe 0 mm sank.

Der weitgehend unterwuchsfreie Douglasienbestand (Abb. 2.2.1-43) war Anfang 2024 hinsichtlich des Oberbodenwassergehalts in einer besseren Situation (15% am 1.1. und auch noch am 1.3., mit dann fallender Tendenz). Schon im Januar gab es Transpirationsanstiege (am 13.1. auf 0,8 mm und am 20.1. auf 1,0 mm), diese hingen anscheinend mit dem Rückgang der relativen Luftfeuchte am 8.1. (auf 69%) und am 20.1. (auf 75%) zusammen. Dass sich die Transpirationsverdunstung vom 8.1. bei -5°C erst am 13.1. im Stammsaftfluss auswirkte, könnte darauf zurückzuführen sein, dass der Xylemsaft durch den Frost nicht fließen konnte – erst am 12.2. stieg die Temperatur über -5°C (dann $-0,6^{\circ}\text{C}$) und am 13.1. wurden $+1,7^{\circ}\text{C}$ erreicht. Bei $-0,2^{\circ}\text{C}$ Tagesmitteltemperatur spielte der Frost am 20.1. dagegen keine Rolle für die Transpiration bzw. den Stammsaftfluss. Die Transpiration blieb an den folgenden luftfeuchteren Tagen bei ca. 0,2 mm und erreichte nach Unterbrechung durch Niederschlagstage jeweils mit dem Auftreten lufttrockener Situationen neue Maxima: Am 23.2. (69% rel. Luftfeuchte) 0,3 mm, am 8.3. (83%) 0,4 mm, am 19./20.3. (64% bzw. 70%) 0,7 mm, am 27.3. (72%) 0,8 mm und am 7.4. (63% rel. Luftfeuchte) 1,2 mm. Dieser scheinbar ungebremsste Anstieg der Transpirationsraten lässt auf geöffnete Spaltöffnungen schließen. Der Oberbodenwassergehalt war in der Zwischenzeit auf 13% gesunken und die Bodensaugspannung stieg nur sehr langsam an auf pF-Werte zwischen 2,8 (100 cm Bodentiefe) und 3,9 (150 cm Bodentiefe). Nach einer luftfeuchte- und niederschlagsbedingten Abnahme der Transpiration führten lufttrockene Tage wieder zu Transpirationsanstiegen: Am 2.5. (53%) auf 1,1 mm am 15.5. (41%) verzögert am 17.5. auf 1,7 mm, am 9.6. (63%) auf 1,6 mm, am 16.6. (64%) auf 1,9 mm und am 9.7. (58%) auf das Jahresmaximum von 2,1 mm. Die Oberbodenfeuchte war mit zwischenzeitlichen Wiederauffüllungen auf 10% abgesunken und die Bodensaugspannung mehr oder weniger konstant geblieben mit pF-Werten zwischen 2,8 (100 cm Tiefe) und 3,9 (150 cm Tiefe). Nach dem 9.7. blieb die Transpirationsrate bis zum 12.8. bei leicht wechselnden relativen Luftfeuchten zumeist über 1,3 mm und erreichte auch nochmal 2,1 mm, während die Oberbodenfeuchte auf 9% sank. Ein Luftfeuchterückgang am 13.8. auf 52% führte dann nicht mehr zu einem Anstieg der Transpirationsrate. Am 21.8. stieg die Transpirationsrate nach Luftfeuchteabfall nochmal auf 77% an, das weitere Absinken der relativen Luftfeuchte auf 67% am 23.8. hatte dann aber keine entsprechende Wirkung mehr. Die Oberbodenfeuchte sank am 26.8. unter 8% und wurde durch Niederschläge am 30.8. (11 mm) wieder auf über 9% angehoben – danach führte am 2.9. ein Luftfeuchteabfall auf 67% noch einmal zu einem Anstieg der Transpirationsrate auf 1,1 mm. Beim noch stärkeren Luftfeuchteabfall am 6.9. (47%) sank jedoch die Transpirationsrate (1,0 mm). Mit der weiter ansteigenden Luftfeuchte zum Ende der Vegetationsperiode ging die Transpirationsrate weiter zurück. Nach Regenfällen war die Oberbodenfeuchte am 12.10. wieder auf 12% angestiegen und blieb danach in etwa auf diesem Niveau.

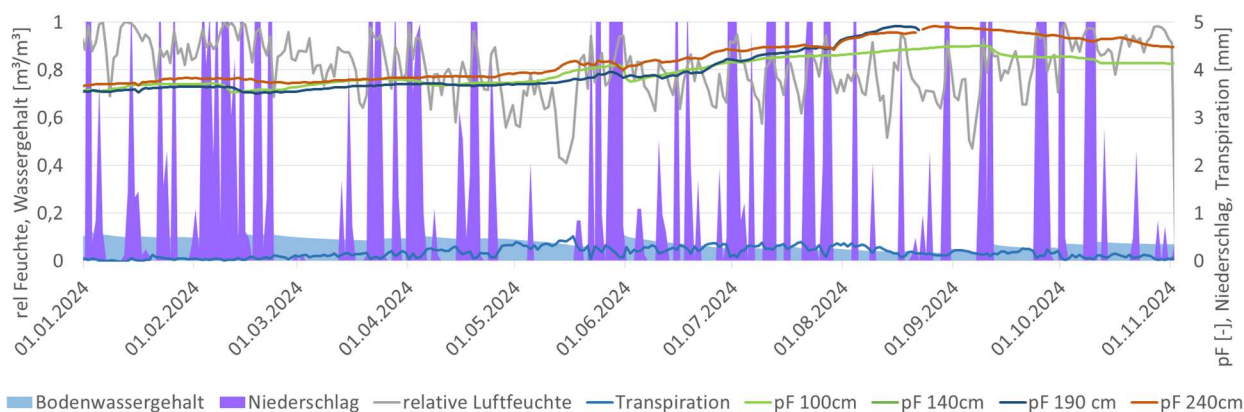


Abbildung 2.2.1-42: Transpirationsrate des Kiefernbestands 2024 im Vergleich zu dem gemittelten Bodensaugspannung (0 cm - 100cm) und den aus Matrixpotenzialmessungen berechneten pF-Werten in tieferen Bodenschichten sowie Niederschlag und relativer Luftfeuchte.

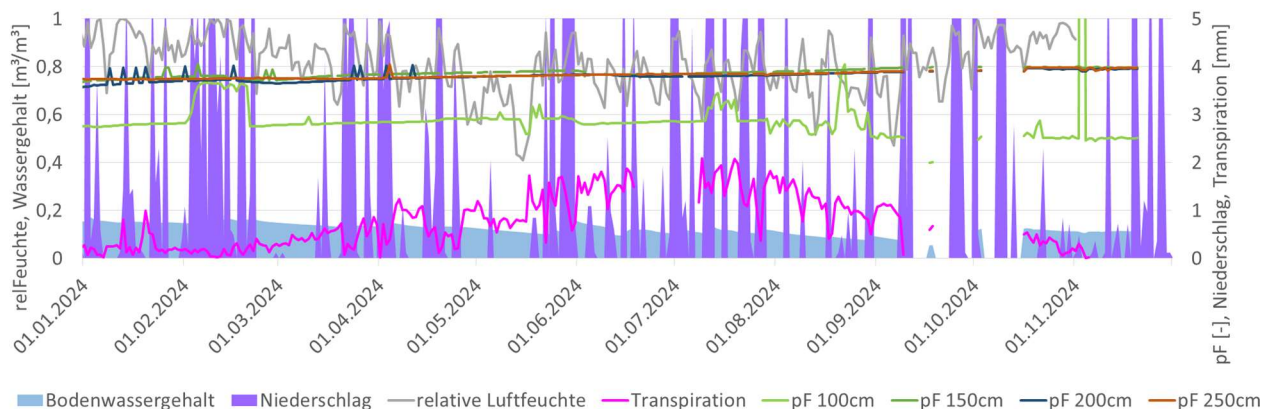


Abbildung 2.2.1-43: Transpirationsrate des Douglasienbestands 2024 im Vergleich zu dem gemittelten Bodenwassergehalt des Mineralbodens (0 cm - 100cm) und den aus Matrixpotenzialmessungen berechneten pF-Werten in tieferen Bodenschichten sowie Niederschlag und relativer Luftfeuchte.

Im Vergleich des Kiefern- und Douglasienbestands ist das auffälligste Merkmal, dass der Kiefernbestand viel öfter nah am permanenten Welkepunkt operiert, sodass der pF-Wert von 4,2 in jeder der drei Vegetationsperioden in allen Messtiefen überschritten wird. Das ist insofern überraschend, als der Bodenwasserspeicher in den oberen 100 cm des Mineralbodens ausweislich der nutzbaren Feldkapazität beim Kiefernbestand größer ist als beim Douglasienbestand. Überdies ist der LAI der Kiefern-Baumschicht mit Werten zwischen 3,0 und 4,0 viel geringer als der des Douglasienbestands (5,9 - 6,3). Der dichte Unterwuchs des Kiefernbestands könnte hierbei eine bedeutende Rolle spielen, er wäre auch eine Erklärung für das trotz niedriger Transpirationsraten bei der Kiefer oft raschere Absinken des Oberbodenwassergehalts im Vergleich zur gleichzeitigen Dynamik beim Douglasienbestand und wurde auch schon im Zusammenhang mit den wärmeren Wintern als mögliche Ursache eines Wasserverbrauchsunterschieds zu Jahresbeginn 2024 diskutiert. Beide Baumarten konnten im Verlauf der drei Jahre, trotz gegebener atmosphärischer Bedingungen, wiederholt keine Wasserdampfabgabe erzielen, wohl aufgrund von Problemen mit der Wassernachlieferung, die möglicherweise in solchen Fällen durch die Spaltöffnungen aktiv gedrosselt wurde. Im Unterschied zum Kiefernbestand hat der Douglasienbestand aber offensichtlich auch die Möglichkeit, winterliche Trockenphasen effektiv für die Transpiration zu nutzen und unterscheidet sich so nicht nur strukturell durch den Unterwuchs, sondern auch in seinen Reaktionsmöglichkeiten auf die für beide Bestände gleiche meteorologische Situation, die im Ergebnis zu wesentlich höheren Transpirationsraten bei der Douglasie führt (im Mittel 0,66 mm, bei der Kiefer 0,37 mm an Tagen mit Messungen für beide Baumarten).

2.2.2 Arbeitspaket 2: Boden und Grundwasser

Das Arbeitspaket 2 „Boden und Grundwasser“ umfasst die Erhebung von Grundlagendaten für die bodenkundliche Standortcharakterisierung sowie die Erfassung von Bodenwasserbewegungen durch Wassergehalts- und Matrixpotentialsonden und durch Markierungsversuche mit Deuteriumoxid. Aus den Markierungsversuchen wurden für die verschiedenen Bestände Sickerwasserraten und Sickergeschwindigkeiten abgeleitet. Im Roteichenbestand wurde zusätzlich die Chlorid-Massenbilanz-Methode angewendet, um die langjährig mittlere Grundwasserneubildung zu ermitteln. Alle Ergebnisse sind in den folgenden Kapiteln dargestellt und untergliedert in die jeweiligen Bestände. Die aus den Markierungsversuchen mit Deuteriumoxid gewonnenen Erkenntnisse werden zusammen mit den Bodensondendaten für die jeweiligen Bestände dargestellt. Bei dem Vergleich der beiden Datensätze ist zu beachten, dass die Bodensonden zwar im gleichen Bestand installiert wurden, sich aber nicht direkt auf der Fläche des Markierungsversuchs befinden.

2.2.2.1 Douglasie - Klötze

Standortcharakterisierung

Eine Standortcharakterisierung war für diese Level II-Fläche bereits vorhanden (siehe Kapitel 2.2.1.1). Für die Interpretation des Markierungsversuchs wurden zusätzlich Siebkornanalysen im Douglasienbestand durchgeführt (Abbildung 2.2.2-1).

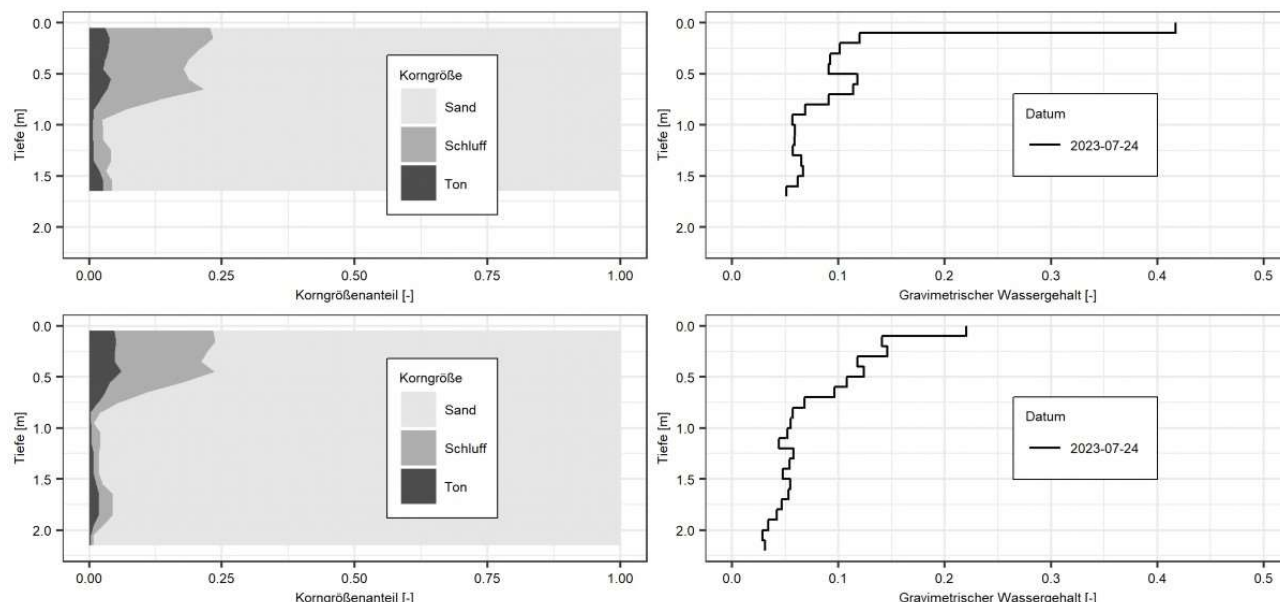


Abbildung 2.2.2-1: Tiefendifferenzierte Siebkornanalysen und gravimetrische Wassergehalte im Douglasienbestand

2.2.2.2 Markierungsversuch

Im Douglasienbestand in Klötze verblieb der Konzentrationspeak des Tracers nach der Beregnung am 10.01.2023 bis zum 07.02.2023 in den obersten 0,1 m des Bodenprofils (siehe Abbildung 2.2.2-2). Bis zur darauffolgenden Probenahme am 18.04.2023 wurde er bis in eine Tiefe von 1 m verlagert. Zwischen dem 18.04.2023 und dem 25.07.2023 (rotes Tiefenprofil) stagniert die vertikale Tracerbewegung und eine signifikante Abnahme der volumetrischen Wassergehalte ist bis in 1,9 m Tiefe zu beobachten. Diese Abnahme der volumetrischen Wassergehalte ab April 2023 ist auch in den volumetrischen Wassergehalten zu erkennen, die von den Bodensonden bis in 1 m Tiefe gemessen wurden (Abbildung 2.2.2-3). Die durchgängig geringen Wassergehalte in 1 m Tiefe in diesem Zeitraum weisen darauf hin, dass es keine signifikanten Wasserflüsse gab, die bis in die Tiefe des Tracerpeaks vorgedrungen sind. Die Stagnation der vertikalen Tracerpeakbewegung zeigt, dass diese Abnahme des volumetrischen Wassergehalts bis 1,9 m Tiefe nicht durch eine vertikale Abwärtsbewegung des Wassers im Bodenprofil zu erklären ist, sondern durch die Wasseraufnahme von Wurzeln zustande kommt. Demzufolge wurde in der nachfolgenden Auswertung des Experiments von einer aktiven Wurzelzone bis 1,9 m ausgegangen. Bei näherer Betrachtung der Tracerbewegung wird deutlich, dass der Tracerpeak erst zum Ende des Experiments (09.04.2024) bis in eine Tiefe von 2,3 m und damit 40 cm unter die aktive Wurzelzone gelangt. Zusätzlich wird die Konzentrationsverteilung des Tracers im Wurzelraum durch die Wasseraufnahme durch Wurzeln und die nachfolgende Verdünnung des Tracers durch versickernde Winterniederschläge so verändert, dass kein eindeutiger Tracerpeak mehr vorhanden ist (siehe Profil vom 12.12.2023). Im Zeitrahmen des Projekts hat sich der Tracerpeak also nicht als geeignet herausgestellt, um die Wasserbewegungen unter der Wurzelzone zu erfassen. Alternativ lässt sich die Tracerfront als Indikator für die Sickerwasserbewegung verwenden. Dabei bildet die Tracerfront die maximale Tiefe ab, die durch die Kombination von Advektion, Dispersion und Diffusion erreicht wurde. Die aus der Bewegung der Tracerfront abgeleitete Sickerwasserrate entspricht demnach nicht der durchschnittlichen Sickerwasserrate, sondern der maximalen Sickerwasserrate.

Die Tiefe der Tracerfront unter der aktiven Wurzelzone lässt sich grafisch in den drei Tiefenprofilen vom 25.07.2023 (2,2 m), vom 12.12.2023 (2,6 m) und vom 09.04.2024 (3 m) ermitteln. Das Wasservolumen zwischen der Wurzelzone und der Tracerfront wurde für alle drei Tiefenprofile gemäß Formel Nr. 6 bestimmt.

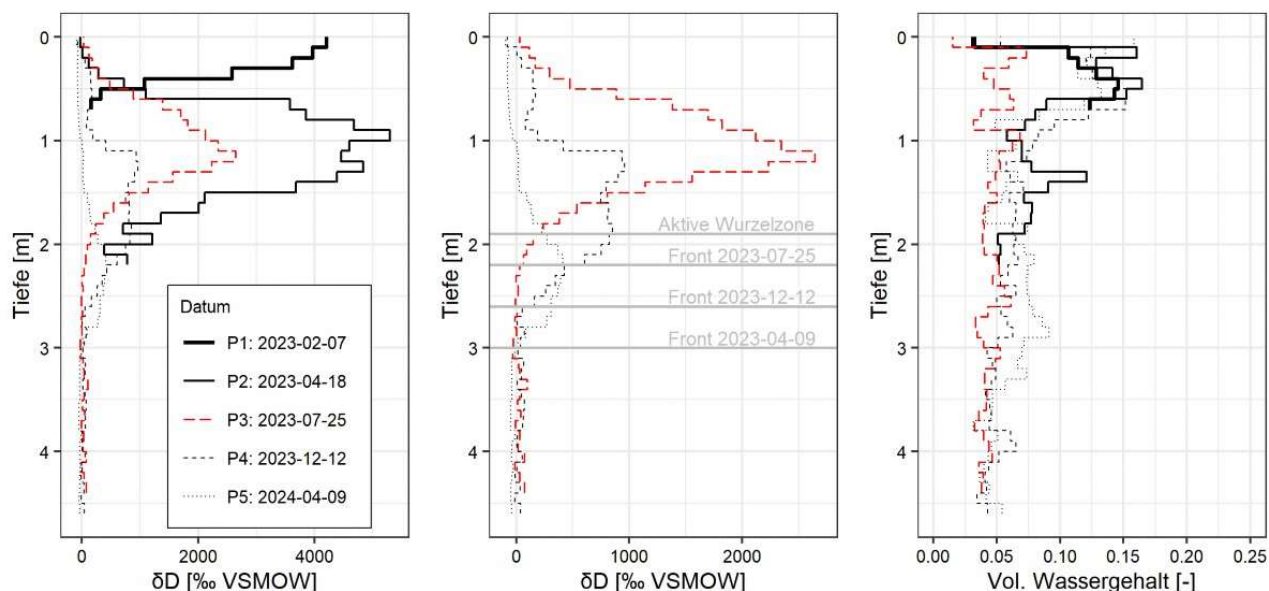


Abbildung 2.2.2-2: Tiefenprofile von Tracerkonzentrationen und volumetrischen Wassergehalten im Douglasienbestand

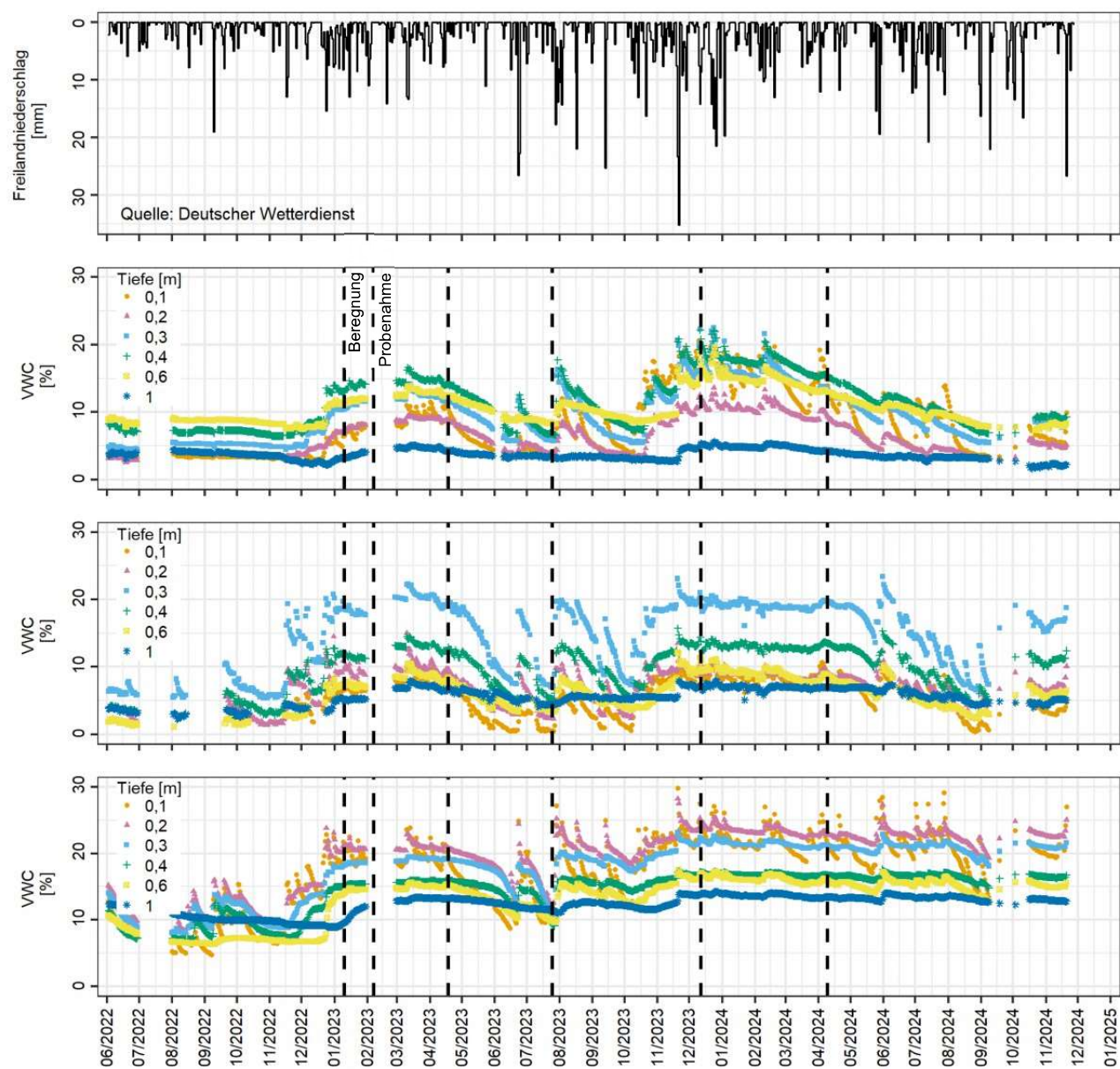


Abbildung 2.2.2-3: Zeitreihen des Freilandniederschlags und des volumetrischen Wassergehalts (Bodensonden) im Douglasienbestand.

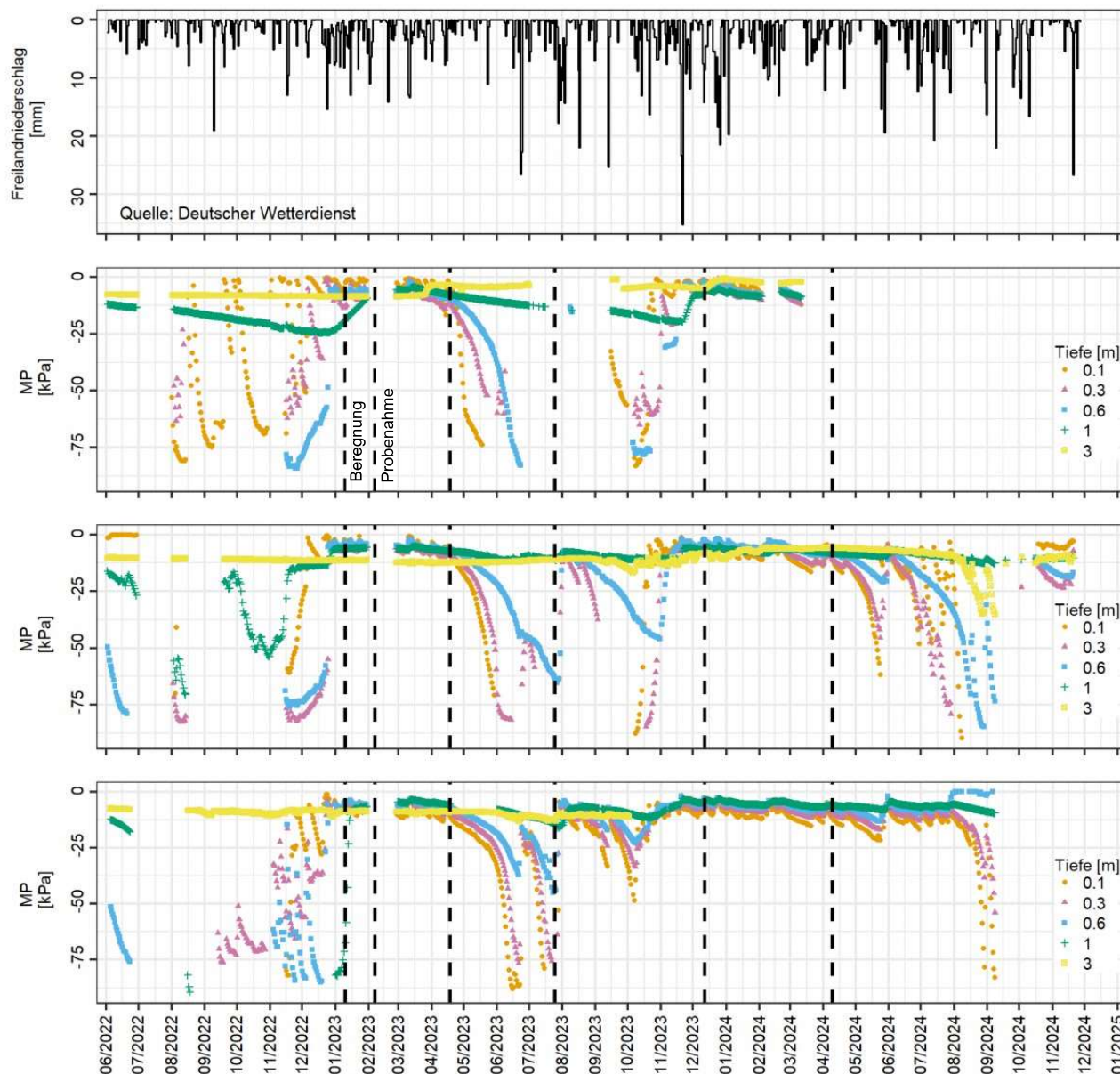


Abbildung 2.2.2-4: Zeitreihen des Freilandniederschlags und des Matrixpotentials (Bodensonden) im Douglasienbestand.

Aus Formel Nr. 6 ergeben sich folgende Wasservolumina zwischen der Wurzelzone und der Tracerfront sowie die daraus abgeleiteten Maximalwerte für die Sickerwassermenge ab 25.07.2023:

Tabelle 2.2.2-1: Sickerwassermenge im Douglasienbestand

Datum	Wasservolumen zwischen Wurzelzone und Tracerfront [mm]	Maximale Sickerwassermenge ab 25.07.2023 [mm]	Kumulierter Freilandniederschlag ab 25.07.2023 [mm]	Maximale Sickerwassermenge ab 25.07.2023 [% des Freilandniederschlags]
25.07.2023	2 - 6	-	-	-
12.12.2023	16 - 26	13 - 20	425	3 - 5
09.04.2024	39 - 58	37 - 52	725	5 - 7

Die am 12.12.2023 und am 09.04.2024 ermittelten Wasservolumina zwischen Wurzelzone und Tracerfront beinhalten jeweils das bereits am 25.07.2023 vorhandene Wasservolumen von 2 - 6 mm zwischen Wurzelzone und Tracerfront. Die maximale Sickerwassermenge ab 25.07.2023 ergibt sich folglich aus der Differenz zwischen den ermittelten Wasservolumina und dem bereits am 25.07.2023 vorhandenen Wasservolumen.

Das Fehlen der vertikalen Tracerbewegung zwischen April 2023 und Juli 2023 zeigt an, dass es in diesem Zeitraum keine Tiefenversickerung gab. Folglich gilt die ermittelte Sickerwassermenge ab Juli 2023 ebenso

ab April 2023, sodass ein Zeitraum von einem Jahr betrachtet werden kann. Bezieht man die Niederschlagsmenge zwischen 09.04.2023 und 09.04.2024 (881 mm) auf die ermittelte Sickerwassermenge ab Juli 2023, ergibt sich eine maximale jährliche Sickerwassermenge von 4 - 6 % des Freilandniederschlags.

2.2.2.3 Kiefer - Klötze

Standortcharakterisierung

Eine Standortcharakterisierung war für diese Level II-Fläche bereits vorhanden (siehe Kapitel 2.2.1.1). Für die Interpretation des Markierungsversuchs und der ERT-Daten wurden zusätzlich Siebkornanalysen und eine Feinwurzelkartierung im Kiefernbestand durchgeführt (Abbildung 2.2.2-5).

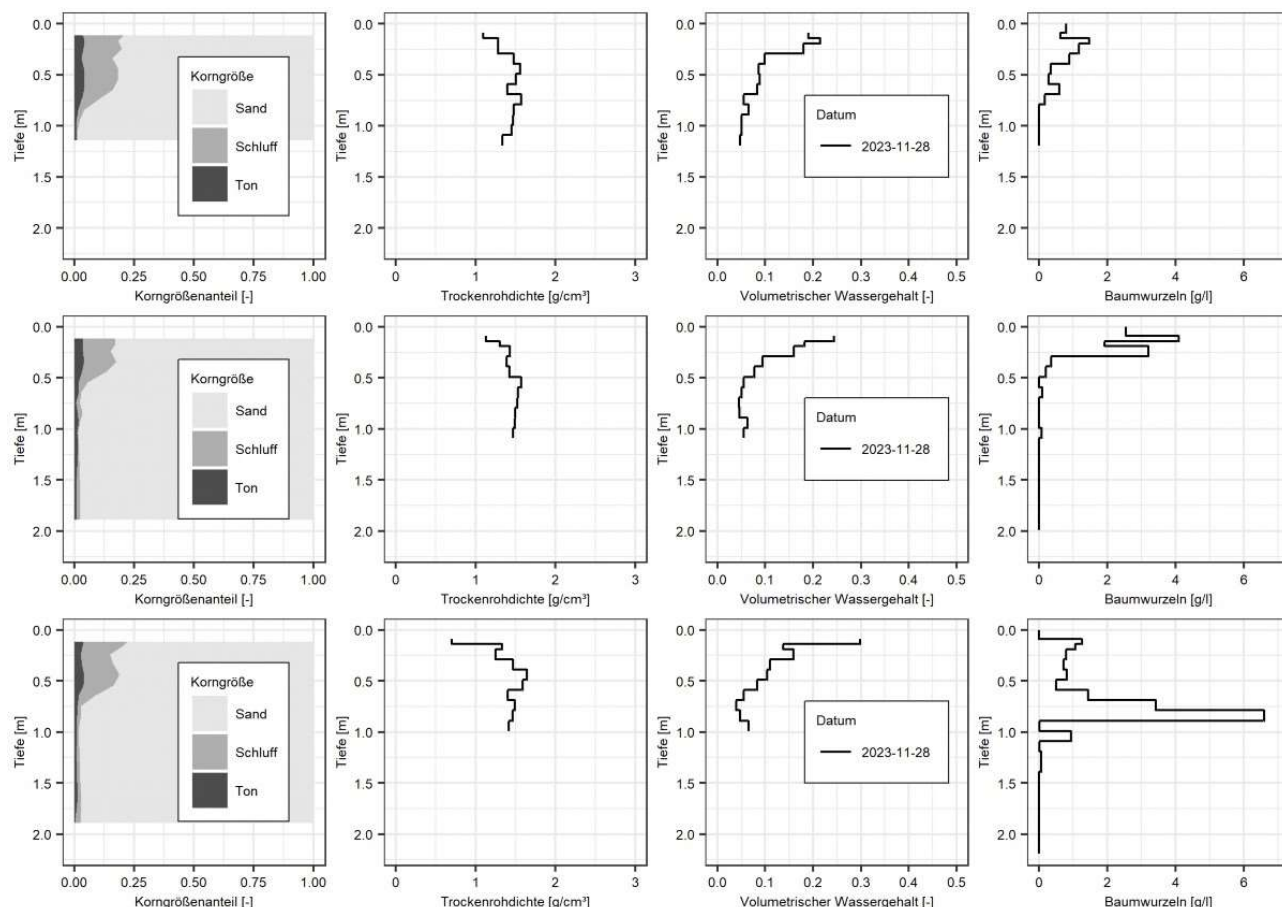


Abbildung 2.2.2-5: Korngrößenverteilung, Trockenrohdichte, volumetrischer Wassergehalt und Feinwurzelverteilung im Kiefernbestand

2.2.2.4 Markierungsversuch

Im Kiefernbestand in Klötze wurde die Beregnung des Versuchsfelds am 10.01.2023 durchgeführt. Bis zum 07.02.2023 wurde der Tracerpeak bis in eine Tiefe von 0,4 m verlagert (siehe Abbildung 2.2.2-6). Am 18.04.2023 erreicht er eine Tiefe von 1,3 m. Ähnlich wie im Douglasienbestand stagniert die vertikale Tracerbewegung in den nachfolgenden Monaten bis zum 26.07.2023. Die volumetrischen Wassergehalte, die von den Bodensonden in diesem Zeitraum erfasst wurden, bestätigen zwar eine Abnahme der Wassergehalte ab April 2023, allerdings mit einer kurzzeitigen geringen Zunahme der Wassergehalte bis in 1 m Tiefe nach den Starkniederschlagsereignissen Ende Juni 2023 (Abbildung 2.2.2-7). Die Matrixpotentialsonden (Abbildung 2.2.2-8) zeigen, dass in diesem Zeitraum sehr wenig bis gar kein Niederschlagswasser bis in Tiefen $\geq 1,4$ m versickert ist. Während der Stagnation der vertikalen Tracerpeakbewegung zwischen 18.04.2023 und 26.07.2023 nehmen die Wassergehalte bis in 2,2 m Tiefe ab, was auf eine Wasseraufnahme durch Wurzeln bis in diese Tiefe hindeutet. Die Aufnahme des Tracers durch Wurzeln und dessen Verdünnung durch die nachfolgenden Winterniederschläge führen bis 14.12.2023 zu einer Abnahme der Tracerkonzentration bis 2 m Tiefe. Erst bei der letzten Probenahme am 10.04.2024 gelangte der Tracerpeak unter der Wurzelzone, bis in 3,1 m Tiefe. Aus den oben genannten Gründen wurde, genau wie im Douglasienbestand, die Tracerfront als Indikator für die Sickerwasserbewegung verwendet.

Die Tiefe der Tracerfront unter der aktiven Wurzelzone lässt sich grafisch in den drei Tiefenprofilen vom 26.07.2023 (2,6 m), vom 14.12.2024 (2,8 m) und vom 10.04.2024 (3,4 m) ermitteln. Das Wasservolumen zwischen der Wurzelzone und der Tracerfront wurde für alle drei Tiefenprofile gemäß Formel Nr. 6 bestimmt.

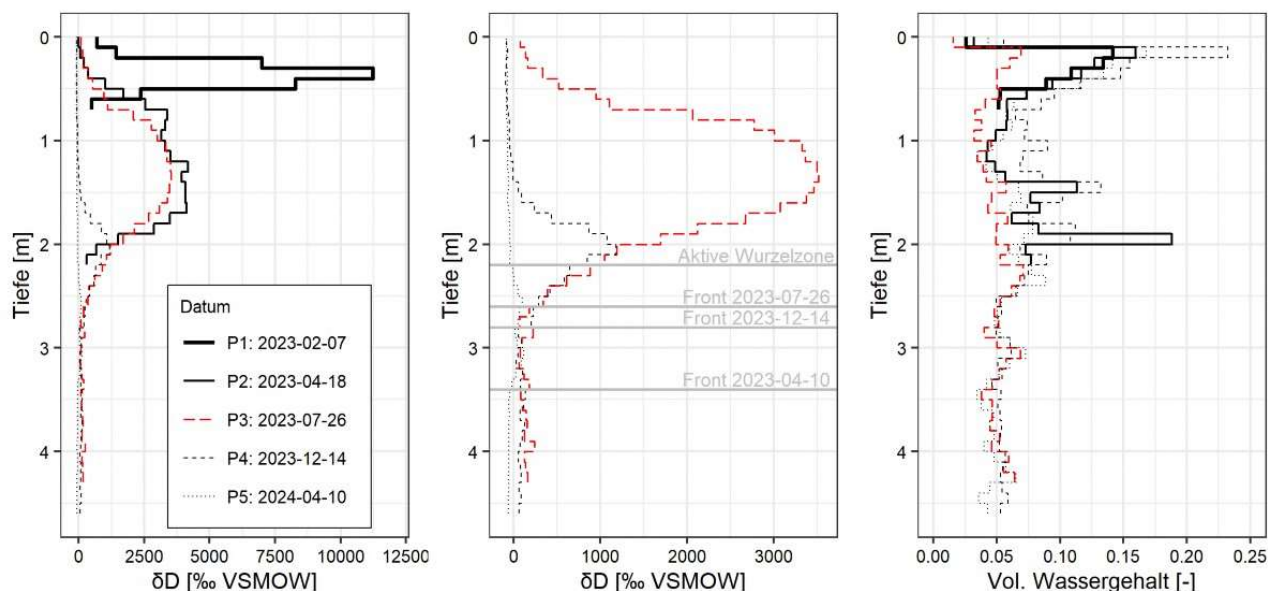


Abbildung 2.2.2-6: Tiefenprofile von Tracerkonzentrationen und volumetrischen Wassergehalten im Kiefernbestand.

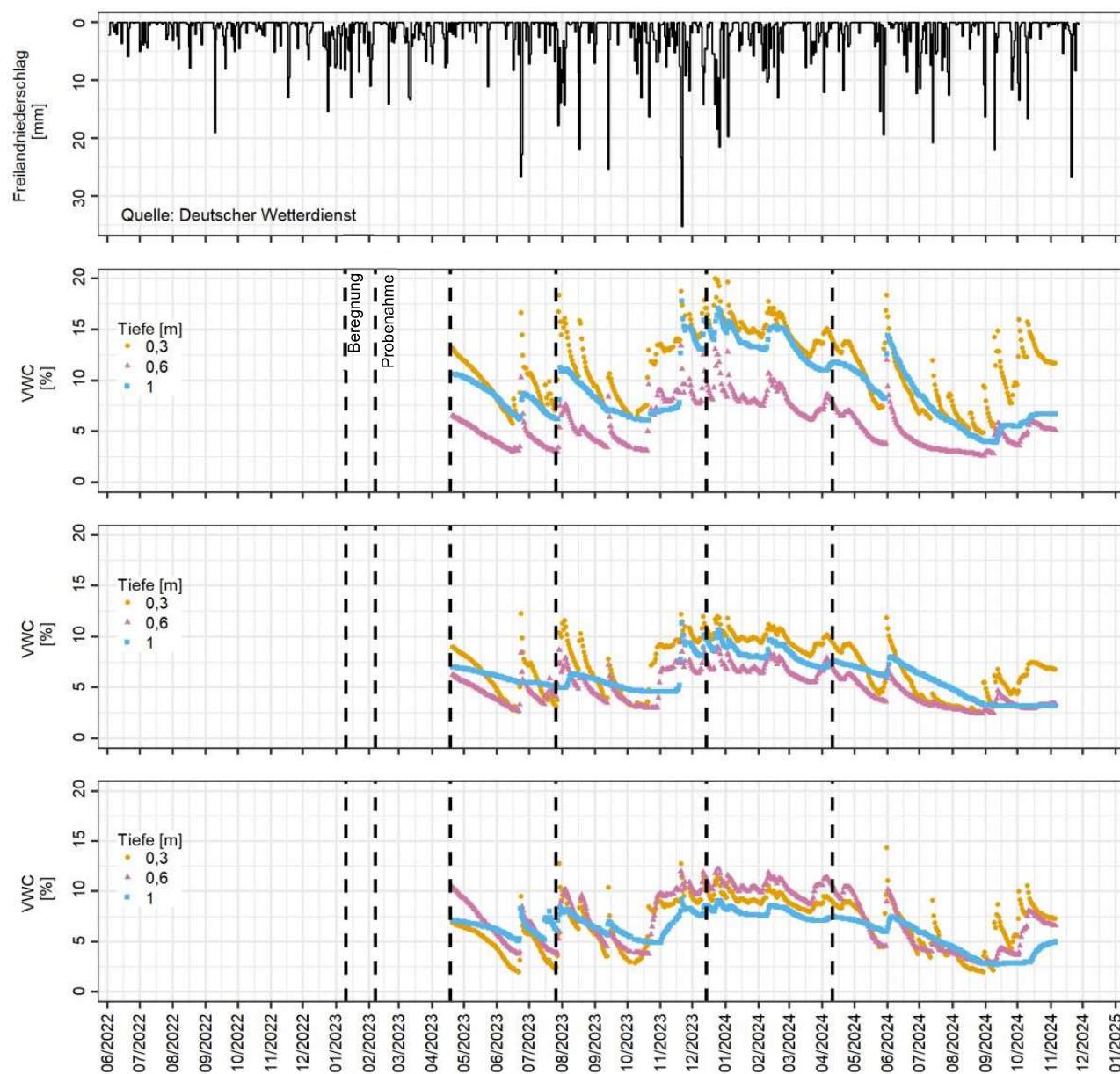


Abbildung 2.2.2-7: Zeitreihen des Freilandniederschlags und des volumetrischen Wassergehalts (Bodensonden) im Kiefernbestand.

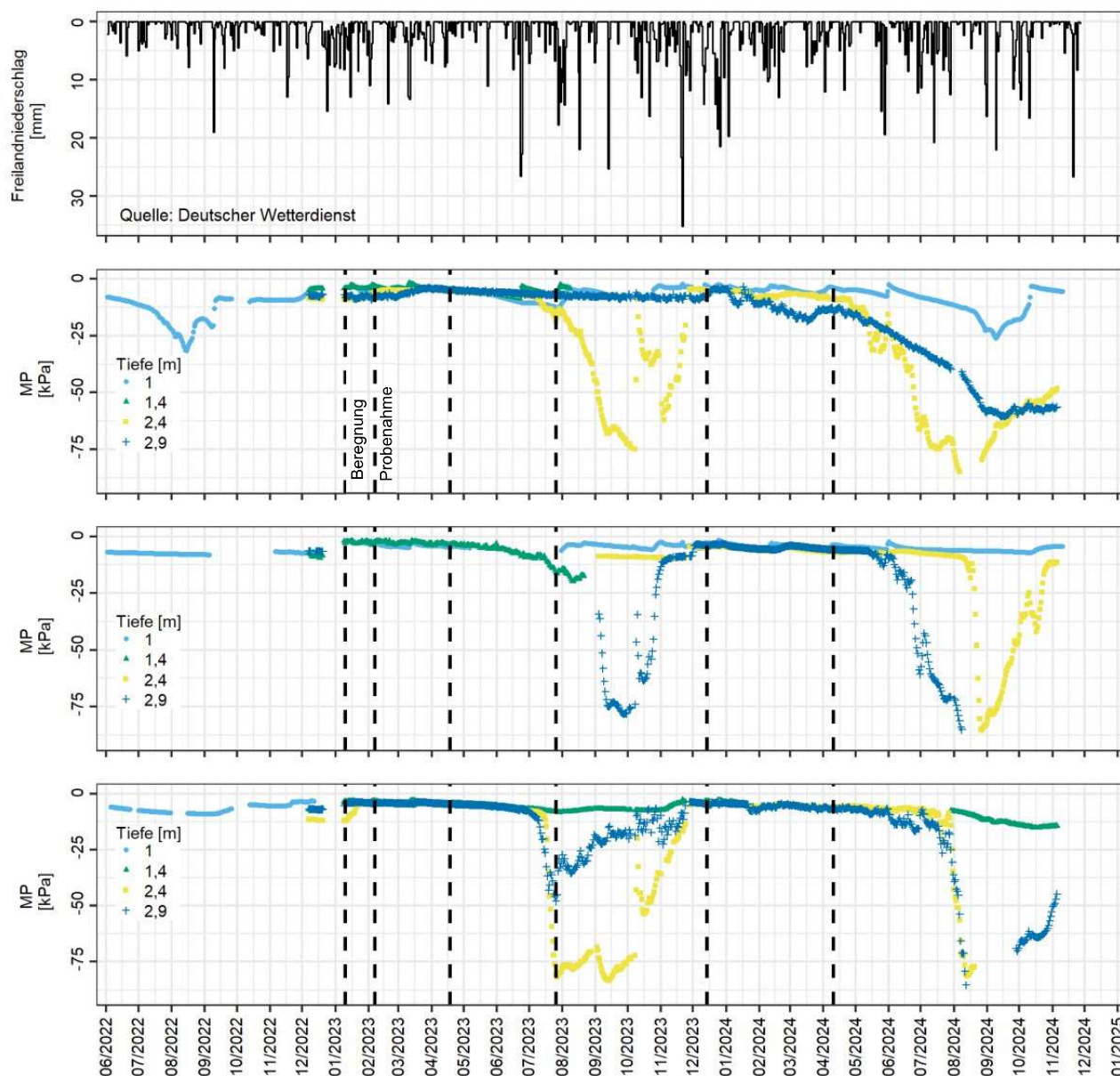


Abbildung 2.2.2-8: Zeitreihen des Freilandniederschlag und des Matrixpotentials (Bodensonden) im Kiefernbestand.

Aus Formel Nr. 6 ergeben sich folgende Wasservolumina zwischen der Wurzelzone und der Tracerfront sowie die daraus abgeleiteten Maximalwerte für die Sickerwassermenge ab 26.07.2023:

Tabelle 2.2.2-2: Sickerwassermenge im Kiefernbestand

Datum	Wasservolumen zwischen Wurzelzone und Tracerfront [mm]	Maximale Sickerwassermenge ab 26.07.2023 [mm]	Kumulierter Freilandniederschlag ab 26.07.2023 [mm]	Maximale Sickerwassermenge ab 26.07.2023 [% des Freilandniederschlags]
26.07.2023	10 - 16	-	-	-
14.12.2023	13 - 23	4 - 7	430	1 - 2
10.04.2024	26 - 45	16 - 29	725	2 - 4

Die am 14.12.2023 und am 10.04.2024 ermittelten Wasservolumina zwischen Wurzelzone und Tracerfront beinhalten jeweils das bereits am 26.07.2023 vorhandene Wasservolumen von 10 - 16 mm zwischen Wurzelzone und Tracerfront. Die maximale Sickerwassermenge ab 26.07.2023 ergibt sich folglich aus der Differenz zwischen den ermittelten Wasservolumina und dem bereits am 26.07.2023 vorhandenen Wasservolumen.

Das Fehlen der vertikalen Tracerbewegung zwischen April 2023 und Juli 2023 zeigt an, dass es in diesem Zeitraum keine Tiefenversickerung gab. Folglich gilt die ermittelte Sickerwassermenge ab Juli 2023 ebenso ab April 2023, sodass ein Zeitraum von einem Jahr betrachtet werden kann. Bezieht man die

Niederschlagsmenge zwischen 10.04.2023 und 10.04.2024 (881 mm) auf die ermittelte Sickerwassermenge ab Juli 2023, ergibt sich eine maximale jährliche Sickerwassermenge von 2 - 3 % des Freilandniederschlags.

2.2.2.5 Roteiche – Lüneburger Heide

Standortcharakterisierung

Im Roteichenbestand wurden für die Interpretation des Markierungsversuchs und der ERT-Daten Siebkornanalysen sowie Messungen der Trockenrohdichte und des volumetrischen Wassergehalts an Stechzylinderproben durchgeführt. Die Ergebnisse der Probenahme vom 08.05.2023 sind in Abbildung 2.2.2-9 als Mittelwerte von jeweils fünf Stechzylindern pro Bodenhorizont dargestellt.

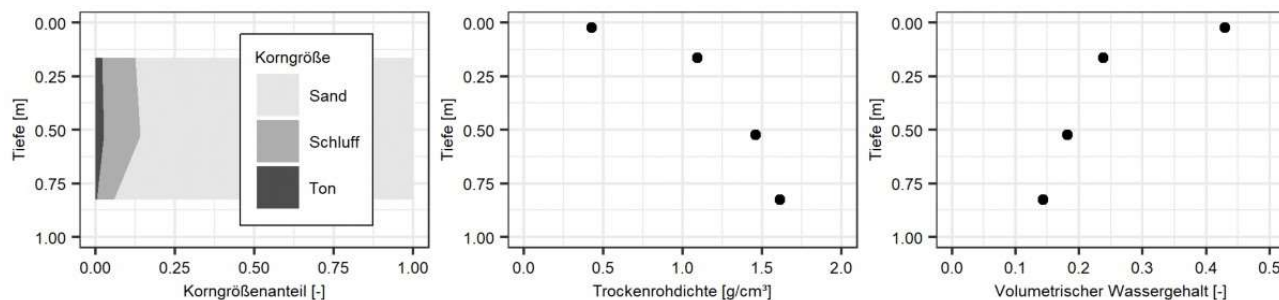


Abbildung 2.2.2-9: Siebkornanalysen, Trockenrohdichten und volumetrische Wassergehalte im Roteichenbestand

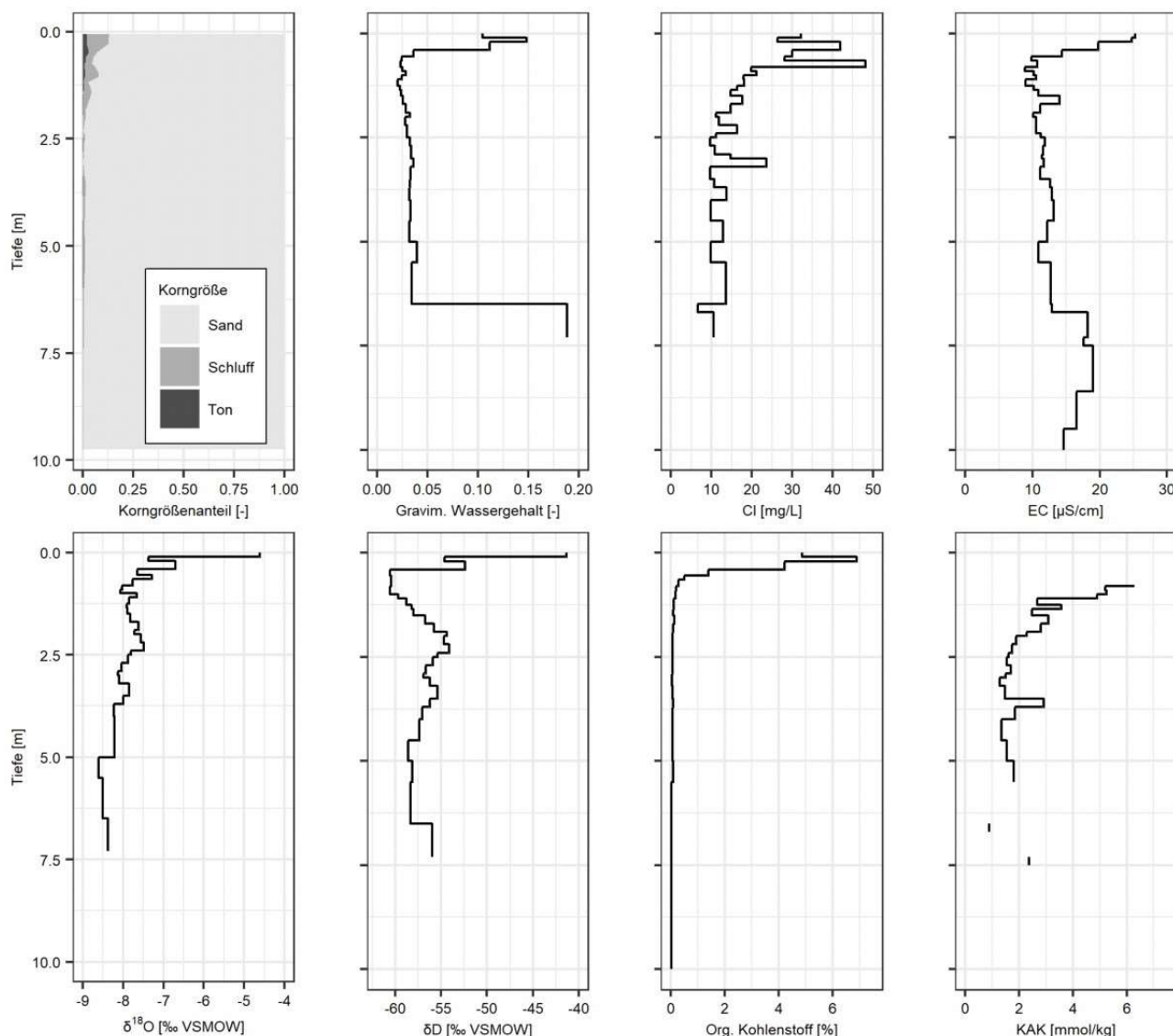


Abbildung 2.2.2-10: Tiefenprofile von Parametern, die aus der tiefenorientierten Sedimentprobenahme beim Grundwassermessstellenbau im Roteichenbestand ermittelt wurden.

Für eine erweiterte Standortcharakterisierung bis zum Grundwasserspiegel und für die Anwendung der Chlorid-Massenbilanz wurden zusätzlich tiefenorientierte Proben während des Grundwassermessstellenbaus

bis 10 m Tiefe genommen. An den Proben wurden Siebkornanalysen durchgeführt und verschiedene Parameter gemessen, darunter die Chloridkonzentration, der organische Kohlenstoffgehalt, die Kationenaustauschkapazität sowie $\delta^2\text{H}$ und $\delta^{18}\text{O}$ im Bodenwasser (Abbildung 2.2.2-10).

2.2.2.6 Markierungsversuch

Im Roteichenbestand in der Lüneburger Heide wurde der Tracerpeak nach der Beregnung am 01.12.2022 bis zum 21.12.2022 bis in eine Tiefe von 0,2 m verlagert (siehe Abbildung 2.2.2-11). Bis zum 17.05.2023 erreicht der Tracerpeak eine Tiefe von 3,9 m. Bei näherer Betrachtung dieses Tiefenprofils fällt auf, dass über dem Hauptpeak zwei kleinere Konzentrationspeaks in 2,6 m und 3,3 m Tiefe auftreten. Das Auftreten mehrerer Peaks weist darauf hin, dass es neben dem Matrixfluss auch einen präferentiellen Fluss entlang von Makroporen gab. Dabei wird ein Teil des Porenraums der porösen Matrix umgangen, sodass größere Sickergeschwindigkeiten als beim Matrixfluss erreicht werden können. Die angewendete Peak-Shift-Methode zur Abschätzung der Sickerwasserrate hat jedoch als Grundvoraussetzung für ihre Anwendbarkeit, dass kein Wasser den Tracerpeak beim Versickern umgeht. Aus diesem Grund wurde das Profil vom 17.05.2023 nicht in die Abschätzung der Sickerwasserrate aufgenommen. Es veranschaulicht aber, dass deutlich schnellere Sickerwasserbewegungen als in den nachfolgenden Tiefenprofilen möglich sind. In dem darauffolgenden Profil vom 21.09.2023 wurde der Tracerpeak in 2,9 m Tiefe angetroffen. Am 22.11.2023 erreicht der Tracerpeak eine Tiefe von 3,3 m und über dem Tracerpeak ist ein signifikanter Anstieg der volumetrischen Wassergehalte gegenüber dem 21.09.2023 zu erkennen. Am 10.07.2024 ist kein Tracerpeak mehr im Bohrprofil zu erkennen, weil der Tracerpeak vor dem 10.07.2024 im Grundwasser bzw. im Kapillarsaum des Grundwassers verdünnt wurde. Die obere Grenze des Kapillarsaums wird durch den starken Anstieg der volumetrischen Wasserhalte in 5,1 m Tiefe markiert. Der Abstich zum Probenahmezeitpunkt betrug 5,5 m. Der höchste Grundwasserstand wurde bereits davor am 11.03.2024 mit einem Abstich von 5,1 m erreicht (siehe Abbildung 2.2.2-12). Die Tiefe der aktiven Wurzelzone auf dem Tracerfeld lässt sich aus dem Tracerexperiment nicht eindeutig ableiten, da kein Zeitraum der Stagnation der Tracerbewegung in Kombination mit einer Abnahme der volumetrischen Wassergehalte erfasst wurde. Um die daraus resultierende Unsicherheit bei der Abschätzung der Sickerwasserrate zu berücksichtigen wurde eine Wertespanne für mögliche Tiefen der aktiven Wurzelzone von 1,5 m - 2,5 m verwendet. Die Grenzen wurden aus den Matrixpotentialsonden abgeleitet, die in einer Distanz von ca. 10 m vom Tracerfeld installiert wurden. Matrixpotentialsonden in 0,9 m, 1,5 m und 1,85 m Tiefe zeigen eine Austrocknung durch die Wurzelaufnahme in Trockenperioden an (siehe Abbildung 2.2.2-13). Keine signifikante Austrocknung konnte hingegen in 2,7 m Tiefe beobachtet werden.

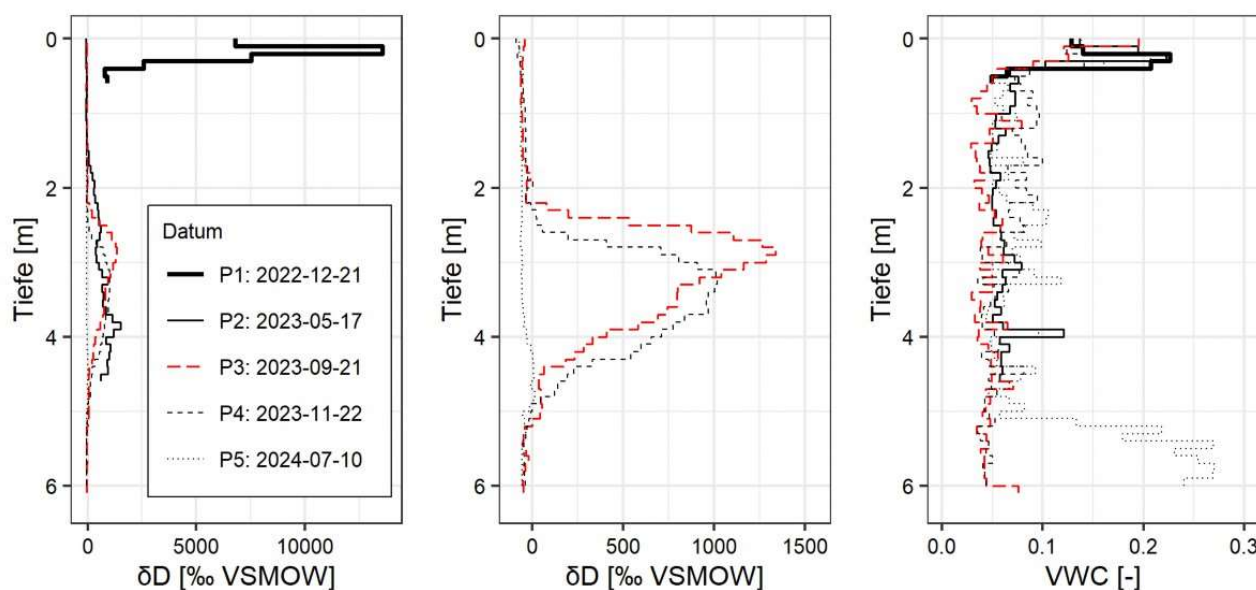


Abbildung 2.2.2-11: Tiefenprofile von Tracerkonzentrationen und volumetrischen Wassergehalten im Roteichenbestand.

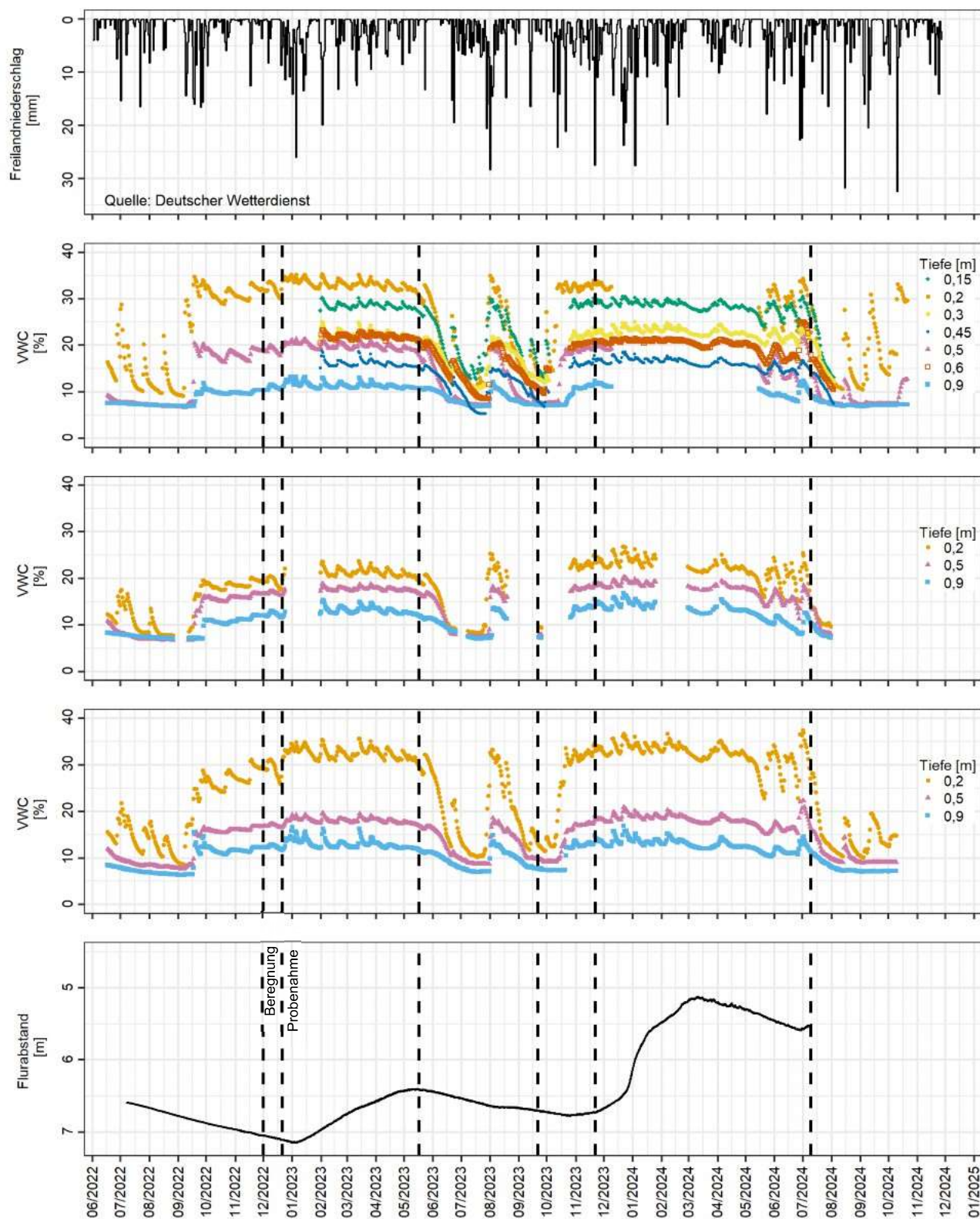


Abbildung 2.2.2-12: Zeitreihen des Freilandniederschlags, des volumetrischen Wassergehalts und des Grundwasserflurabstands im Roteichenbestand.

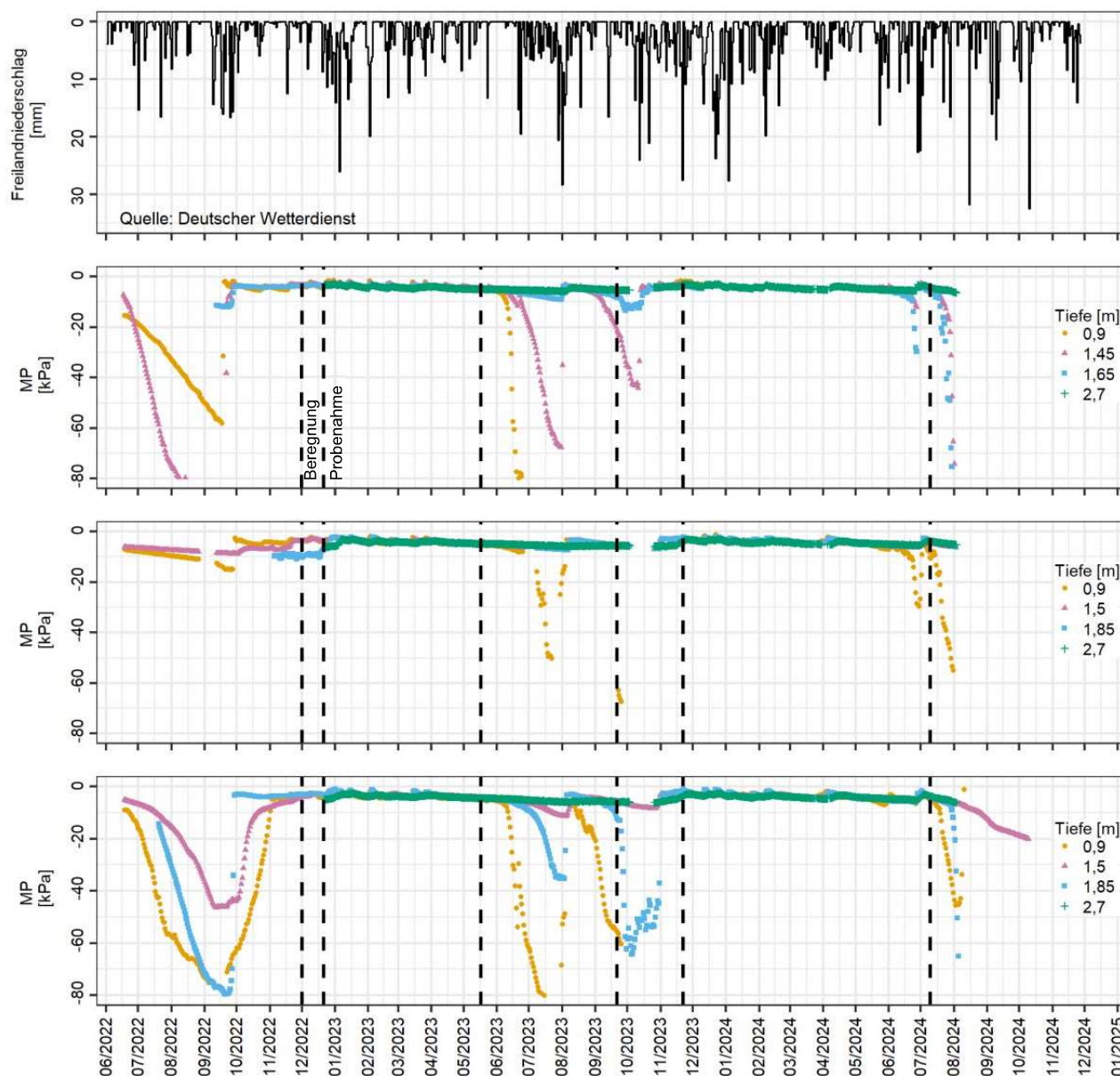


Abbildung 2.2.2-13: Zeitreihen des Freilandniederschlags und des Matrixpotentials im Roteichenbestand.

Als Startpunkt für die Ermittlung der Sickerwasserrate wurde das Tracerprofil vom 21.09.2023 (in Abbildung 2.2.2-11 rot markiert) verwendet. Das Wasservolumen zwischen der Wurzelzone und dem Tracerpeak wurde für alle drei Tiefenprofile gemäß Formel Nr. 6 bestimmt. Da der Tracerpeak bereits vor dem 10.07.2024 den Kapillarsaum des Grundwassers erreicht hatte, wurde für den 10.07.2024 das Wasservolumen zwischen der Wurzelzone und dem Kapillarsaum bestimmt. Dieses Wasservolumen zeigt an, wie viel Wasser mindestens ab dem 21.09.2023 unter die Wurzelzone versickert sein muss, um den Tracerpeak bis in die Tiefe des Kapillarsaums zu verlagern. Aus Formel Nr. 6 ergeben sich folgende Wasservolumina zwischen der Wurzelzone und der Tracerfront sowie die daraus abgeleiteten Werte für die Sickerwassermenge ab 21.09.2023:

Tabelle 2.2.2-3: Sickerwassermenge im Roteichenbestand

Datum	Wasservolumen zwischen Wurzelzone und Peak/Kapillarsaum [mm]	Sickerwassermenge ab 21.09.2023 [mm]	Kumulierter Freilandniederschlag ab 21.09.2023 [mm]	Sickerwassermenge ab 21.09.2023 [% des Freilandniederschlags]
21.09.2023	5 - 38	-	-	-
22.11.2023	22 - 109	17 - 71	250	7 - 28
10.07.2024	mind. 101 - 218	mind. 96 - 180	982	mind. 10 - 18

Die am 22.11.2023 und am 10.07.2024 ermittelten Wasservolumina zwischen Wurzelzone und Tracerpeak beinhalten jeweils das bereits am 21.09.2023 vorhandene Wasservolumen von 5-38 mm zwischen Wurzelzone und Tracerpeak. Die Sickerwassermenge ab 21.09.2023 ergibt sich folglich aus der Differenz zwischen den ermittelten Wasservolumina und dem bereits am 21.09.2023 vorhandenen Wasservolumen. Durch die Unsicherheit bei der Ermittlung der aktiven Wurzelzone auf dem Versuchsfeld fällt die Wertespanne für die Sickerwassermenge im Roteichenbestand deutlich größer aus als in den anderen Beständen.

2.2.2.7 Chlorid-Massenbilanz

Im Roteichenbestand wurde mit der Chlorid-Massenbilanz-Methode die langjährige mittlere Grundwasserneubildung (GWN) abgeschätzt. Die von der NW-FVA gemessenen Niederschläge und Chloridkonzentrationen sind in Abbildung 2.2.2-14 dargestellt. Aus den langjährigen Daten seit 2003 lässt sich eine mittlere Jahresniederschlagshöhe P_{Jahr} von 774 mm/Jahr und eine durchschnittliche niederschlagsgewichtete Chloridkonzentration Cl_p von 1,95 mg/L ermitteln (Schmidt, 2023).

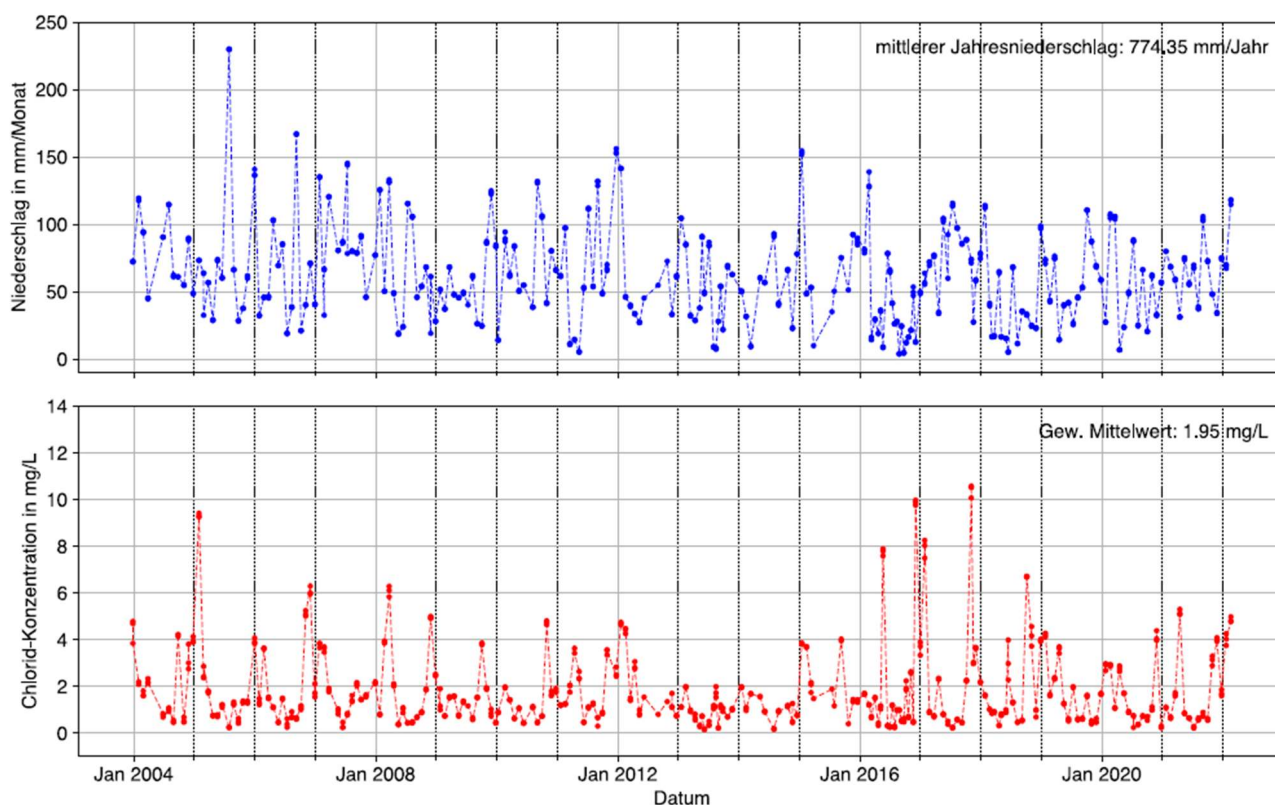


Abbildung 2.2.2-14: Freilandniederschlag und Chloridkonzentration im Niederschlag in der Lüneburger Heide, Wetterstation Ehrhorn (Quelle: Schmidt 2023)

Die mittlere Chloridkonzentration der Bodenlösung Cl_s wurde aus dem Mittelwert der Chloridkonzentrationen der Bodenlösung in Tiefen zwischen 3,5 und 6,5 m ermittelt. Dieser beträgt 11,74 mg/L. In diesem Tiefenbereich unterliegen die Chloridkonzentrationen geringen Schwankungen (siehe Abbildung 2.2.2-10) und es ist anzunehmen, dass sich hier ein Gleichgewicht eingestellt hat, bei dem keine Aufkonzentration von Chlorid durch Verdunstung zu erwarten ist oder Chloridsenken oder -quellen vorhanden sind. In 6,7 m Tiefe wurde beim Bohren das Grundwasser angetroffen, was in Abbildung 2.2.2-10 durch den Anstieg der gravimetrischen Wassergehalte veranschaulicht wird. Aus der mittleren Chloridkonzentration der Bodenlösung ergibt sich eine langjährig mittlere GWN von 129 mm/a (17 % des Freilandniederschlags).

$$GWN = \frac{774 \text{ mm/Jahr} * 1,95 \text{ mg/L}}{11,74 \text{ mg/L}} = 129 \frac{\text{mm}}{\text{Jahr}} \quad \text{Nr. 20}$$

Zusätzlich wurde im Frühling 2023 aus der Grundwassermessstelle im Roteichenbestand eine Grundwasserprobe genommen, welche ebenfalls auf die Chlorid-Konzentration analysiert wurde. Diese Probe weist eine Chloridkonzentration von 13,30 mg/L auf. Nutzt man diesen Wert zur Abschätzung der GWN anhand der Chlorid-Massenbilanz, so erhält man eine langjährig mittlere GWN von 114 mm/a (15 % des Freilandniederschlags).

$$GWN = \frac{774 \text{ mm/Jahr} * 1,95 \text{ mg/L}}{13,30 \text{ mg/L}} = 114 \frac{\text{mm}}{\text{Jahr}} \quad \text{Nr. 21}$$

Beide Werte der langjährigen mittleren GWN, 15 % und 17 % des Freilandniederschlags, liegen im Bereich der Wertespanne der Sickerwassermenge von 10-18 % des Freilandniederschlags, die durch die Markierungsversuche im Zeitraum 09.2023 - 07.2024 ermittelt wurde. Beide Methoden zeigen im Roteichenbestand eine gute Übereinstimmung.

2.2.2.8 Stieleiche – Lüneburger Heide

Im Stieleichenbestand in der Lüneburger Heide wurde nach der Beregnung am 21.12.2022 eine Probenahme bis 0,6 m Tiefe am 15.02.2023 durchgeführt (siehe Abbildung 2.2.2-15). Dabei wurden zwar Tracer gefunden, aber die geringen Konzentrationen zeigen, dass es sich dabei nicht um den Tracerpeak handelt. Am 07.07.2023 ist ein Tracerpeak in 2,5 m Tiefe zu erkennen. Unter dem Peak nimmt die Tracerkonzentration mit steigenden volumetrischen Wassergehalten zunächst ab und bildet einen zweiten Peak bei 4,1 m Tiefe aus. Bei der letzten Probenahme im November 2023 wurde ein Tracerpeak in 1,7 m gefunden, zusammen mit einer Zunahme der volumetrischen Wassergehalte bis mindestens 4,4 m Tiefe. Insgesamt ergibt sich ein Bild, welches sich nicht durch eine rein vertikale, nach unten gerichtete piston flow-Bewegung des Bodenwassers ohne Umfließen des Tracerpeaks erklären lässt. Aus diesem Grund konnte in diesem Bestand keine Sickerwasserrate mit der Peak-Shift-Methode ermittelt werden. Eine mögliche Ursache dafür, dass der Tracer teilweise umflossen wurde und dass sich die Tracerprofile so stark unterschieden, liegt in der inhomogenen Korngrößenverteilung in den oberen 2 m des Profils. Neben Steinen treten unregelmäßig dicht gepackte Kiese (bis 20% Korngrößenanteil) in einer schluffigen bis feinsandigen Matrix auf, sodass sich Fließwege innerhalb des Tracerfelds stark unterscheiden können.

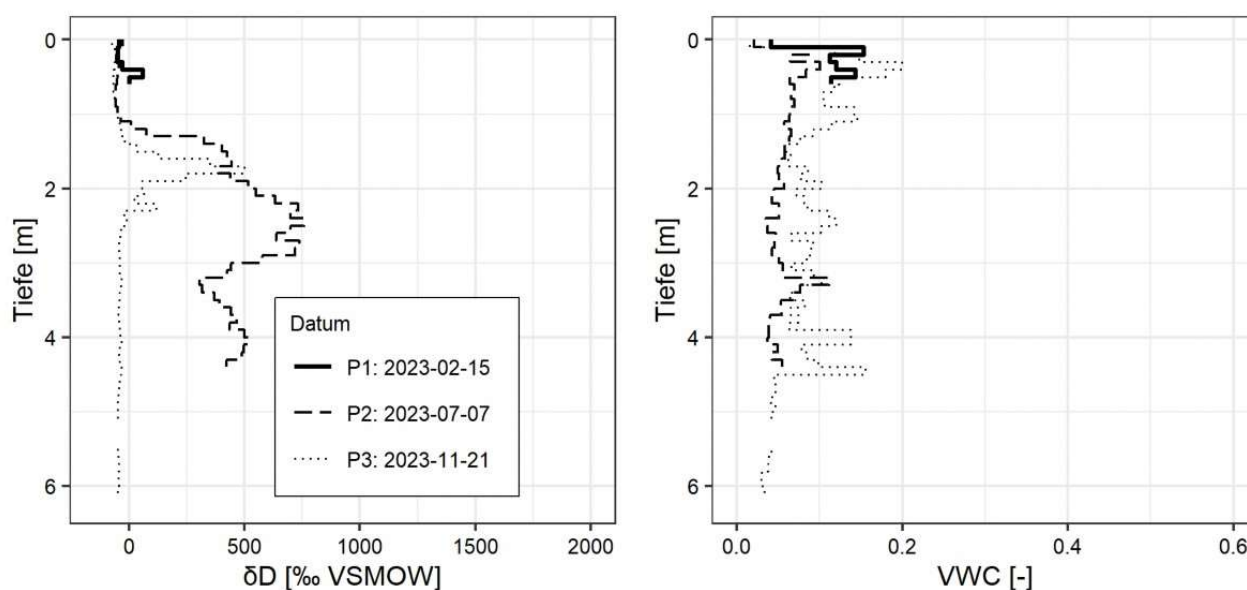


Abbildung 2.2.2-15: Tiefenprofile von Tracerkonzentrationen und volumetrischen Wassergehalten im Stieleichenbestand.

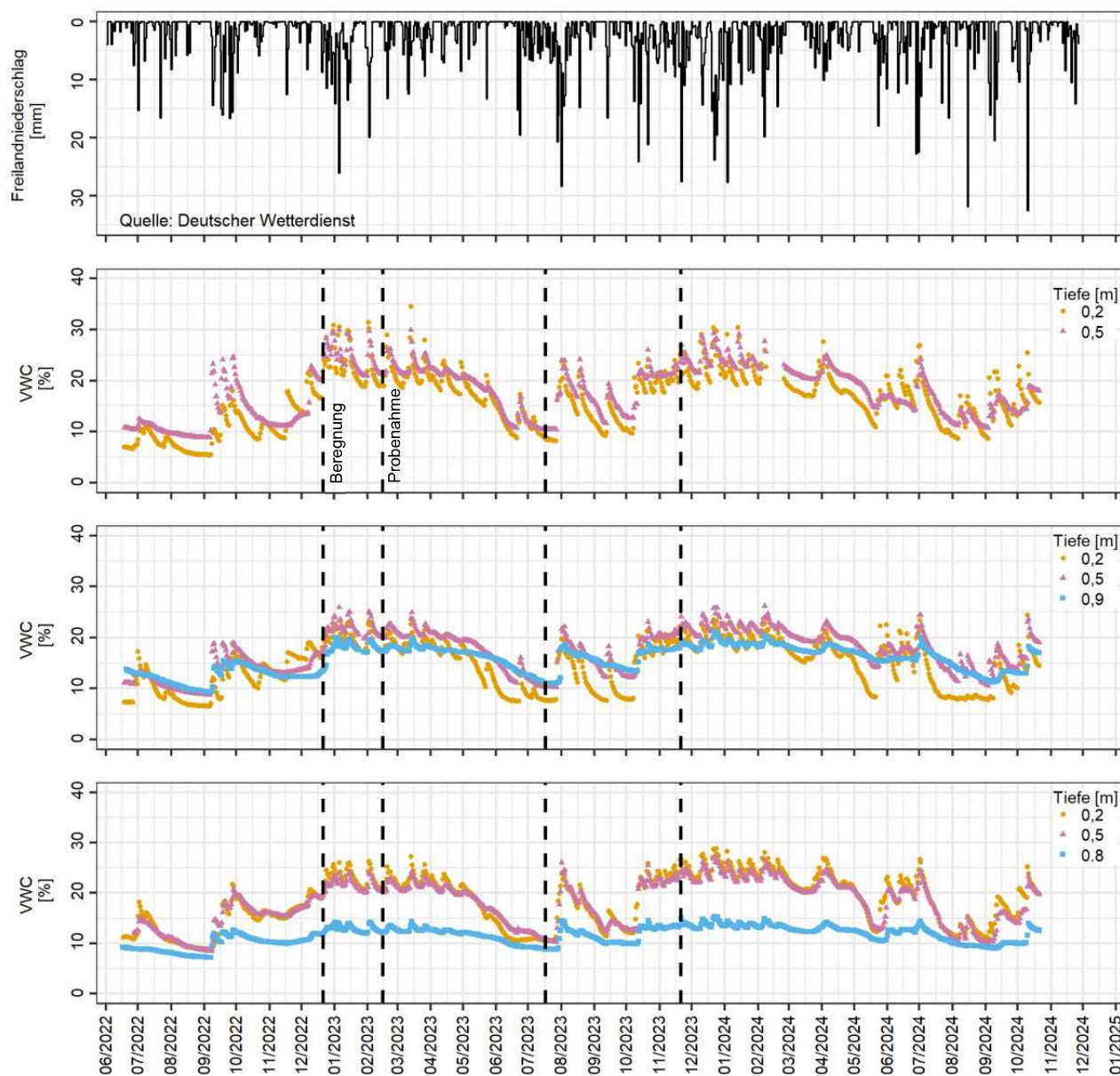


Abbildung 2.2.2-16: Zeitreihen des Freilandniederschlags und des volumetrischen Wassergehalts im Stieleichenbestand.

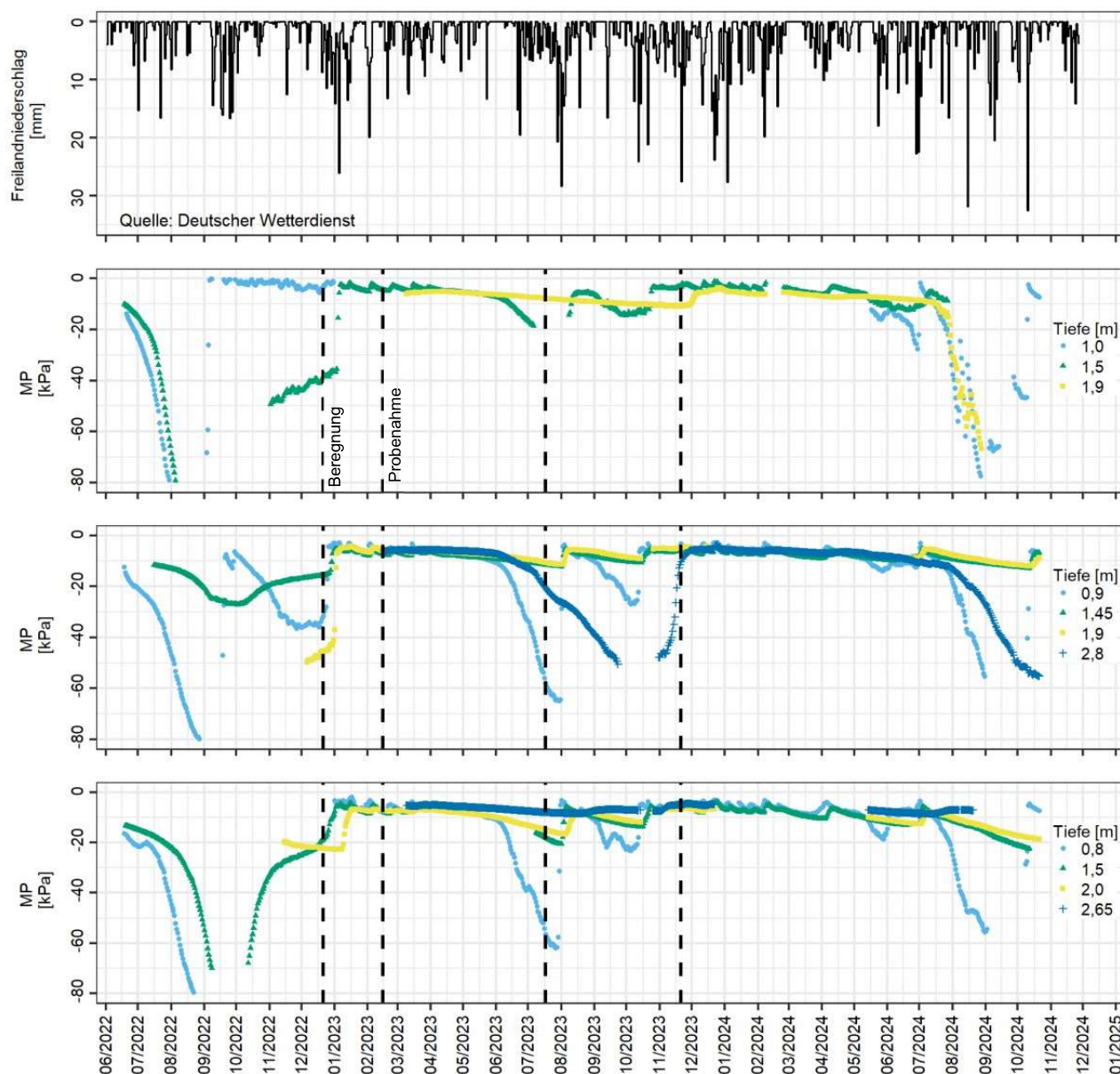


Abbildung 2.2.2-17: Zeitreihen des Freilandniederschlags und des Matrixpotentials im Stieleichenbestand.

2.2.2.9 Buche – Solling

Im Buchenbestand im Solling wurde die Beregnung mit dem Tracer am 25.10.2023 durchgeführt. Bis zum 15.11.2023 wurde der Tracerpeak bis in eine Tiefe von 0,4 m verlagert (siehe Abbildung 2.2.2-18). Bis zum 07.02.2024 erreicht er eine Tiefe von 1,1 m. Danach stagniert die vertikale Tracerbewegung bis zur letzten Probenahme am 16.04.2024. Die Stagnation der Tracerbewegung ist Ausdruck einer Periode geringer Niederschläge zwischen 23.02.2024 und 21.03.2024 die sich sowohl aus den Freilandniederschlagsdaten als auch aus den Bodensondendaten ableiten lässt (siehe Abbildung 2.2.2-19). Die geringere Tracerkonzentration ab Tiefen > 0,9 m am 16.04.2024 gegenüber der Tracerkonzentration am 07.02.2024 ist Ausdruck der Inhomogenität der Tracerverteilung auf dem Versuchsfeld. Eine Verdünnung des Tracers erscheint aufgrund der Stagnation der Tracerbewegung und aufgrund konstanter Wassergehalte in diesen Tiefen unwahrscheinlich. Die Tiefe der aktiven Wurzelzone auf dem Tracerfeld ist unbekannt und konnte in der Laufzeit des Projekts nicht ermittelt werden, sodass keine Sickerwasserrate aus dem Experiment abgeschätzt werden konnte. Die durchschnittlichen Sickergeschwindigkeiten, die aus der Tracerpeakbewegung abgeleitet wurden, sind in Tabelle 2.2.2-4 zusammengefasst.

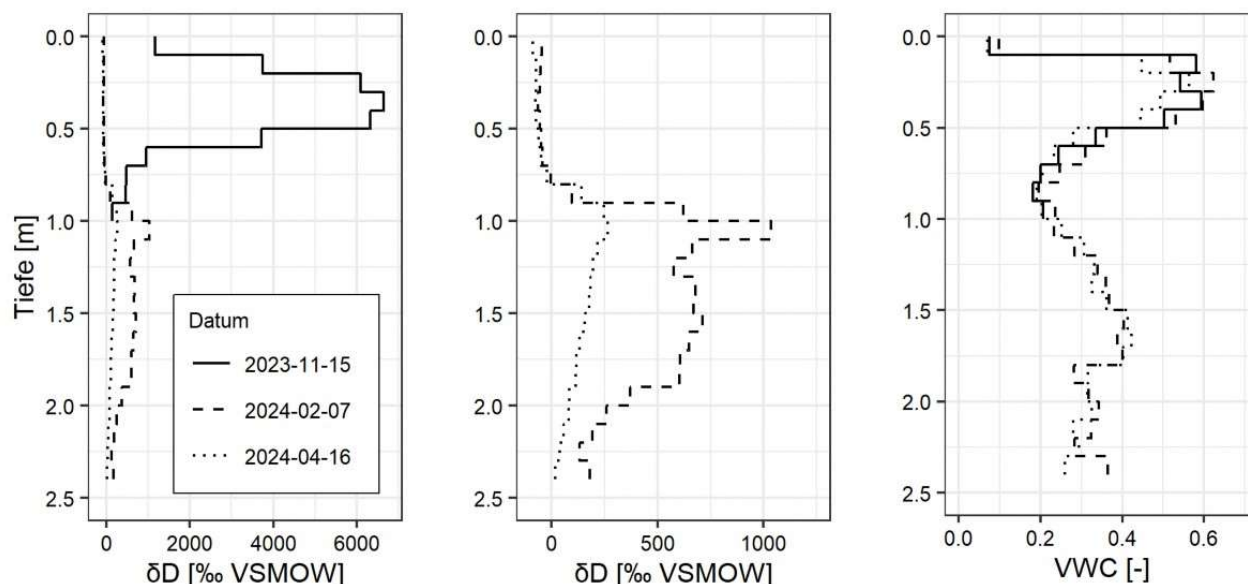


Abbildung 2.2.2-18: Tiefenprofile von Tracerkonzentrationen und volumetrischen Wassergehalten im Buchenbestand.

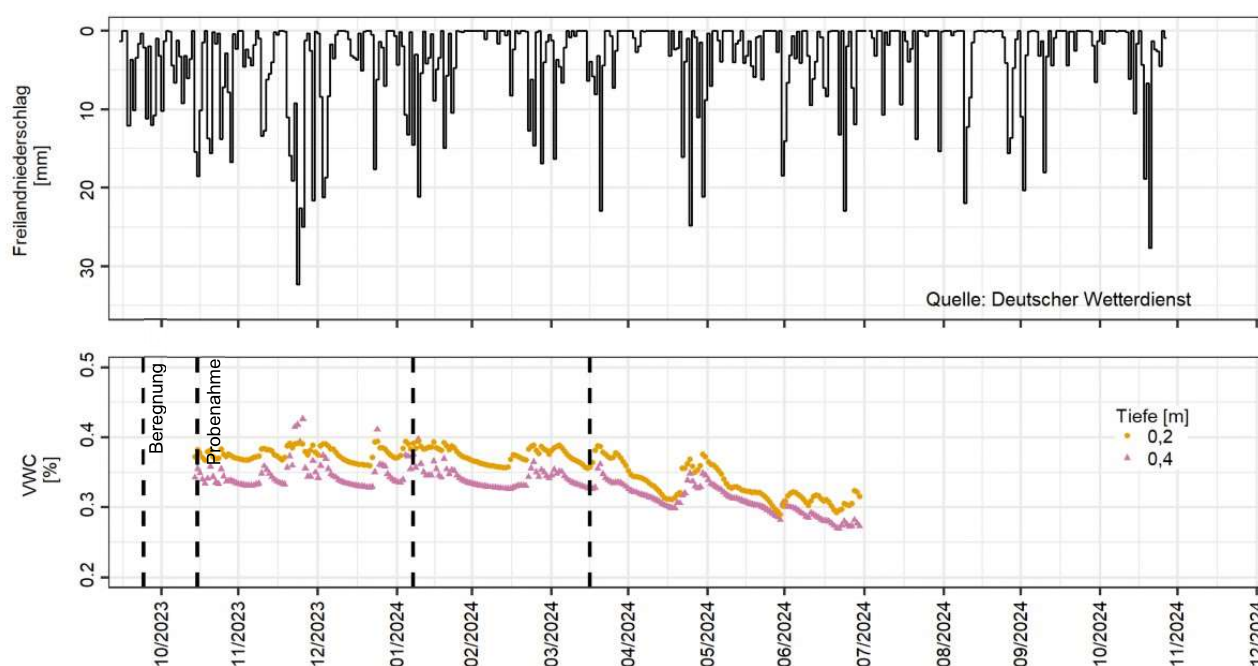


Abbildung 2.2.2-19: Zeitreihen vom Freilandniederschlag und vom volumetrischen Wassergehalt (Bodensonden) im Buchenbestand.

Tabelle 2.2.2-4: Sickergeschwindigkeit im Buchenbestand.

Datum	Tracerpeak Tiefe [cm]	Kumulierter Freilandniederschlag ab 25.10.2023 [mm]	Mittlere Sickergeschwindigkeit ab 25.10.2023 [cm/Tag]
25.10.2023	0	0	-
15.11.2023	40	133	1,6
07.02.2024	110	601	1
16.04.2024	110	859	0,6

2.2.3 Arbeitspaket 3: Geophysikalisches Monitoring

2.2.3.1 Abbildung der Heterogenität innerhalb des Messarrays für die untersuchten Standorte

An allen Standorten lässt sich eine große Heterogenität in der Verteilung der spezifischen elektrischen Widerstände feststellen, wobei die Ergebnisse aus der Douglasie aus den oben benannten Gründen aus einer weiteren Auswertung ausgeschlossen werden. Anomalien niedrigerer Widerstände im Wurzelbereich der Bäume wurden bereits in den Messungen am Fichtenstandort in GW-Fest beobachtet und konnten auch an den anderen Standorten festgestellt werden. Diese Anomalien fallen nicht an allen Standorten und allen Bäumen gleich aus. Durch die hohe zeitliche Auflösung kann zudem eine schnelle Reaktion auf Niederschlagsereignisse beobachtet werden, wobei die Änderungen zwischen zwei Messungen bereits deutlich zu sehen sind.

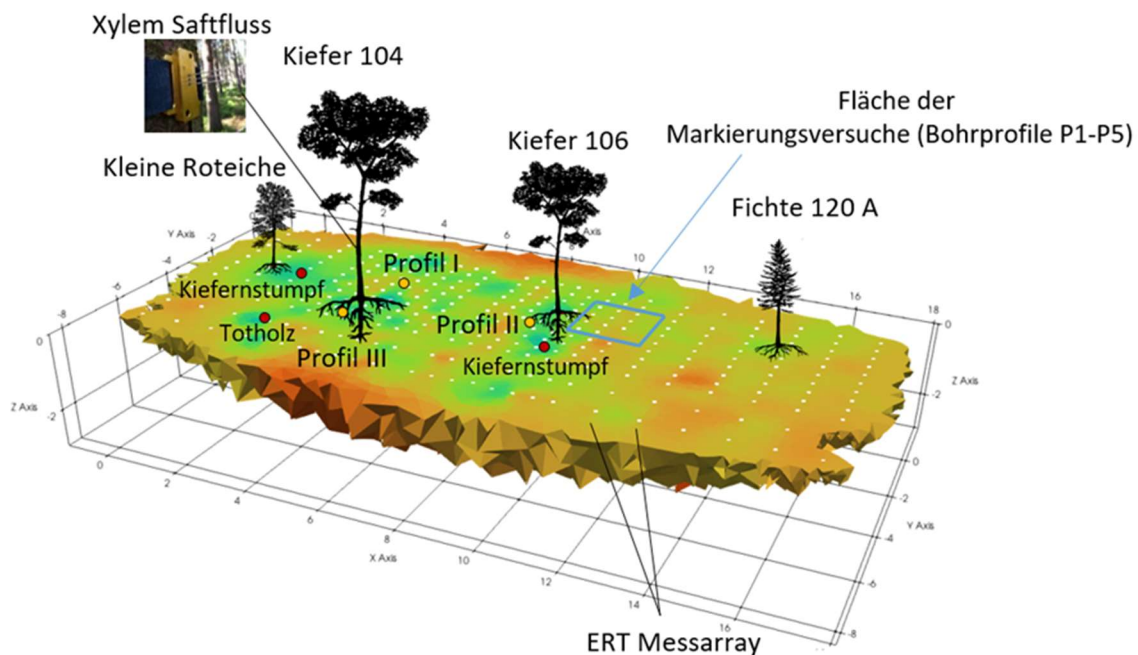


Abbildung 2.2.3-1: Aufbau des ERT Messarrays (kleine weiße Punkte) und parallele Installationen am Standort Kiefer-Klötze.

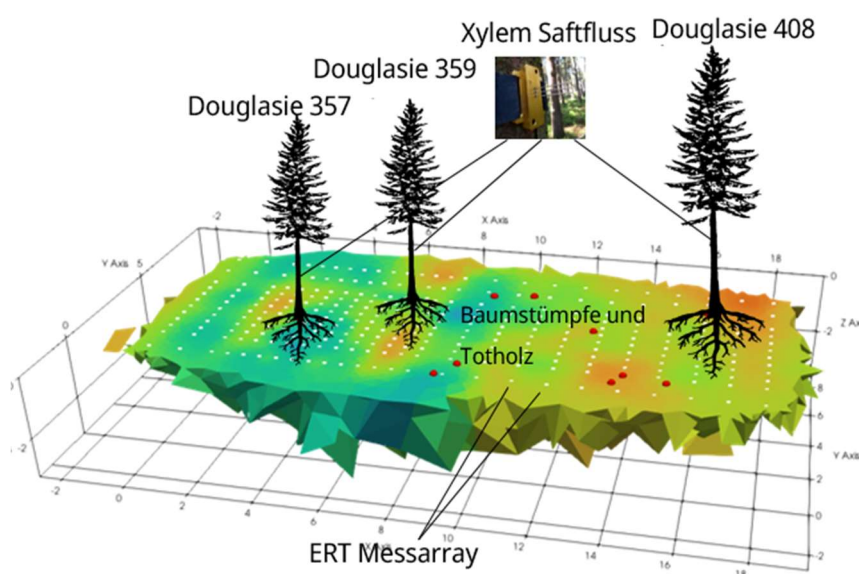


Abbildung 2.2.3-2: ERT Messarray und parallele Installationen am Standort Douglasie-Klötze.

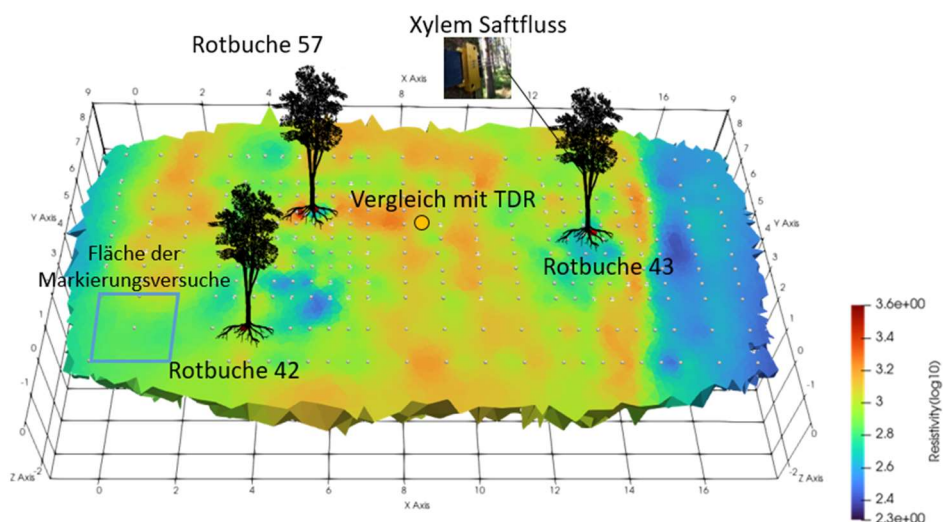


Abbildung 2.2.3-3: ERT Messarray und parallele Installationen am Standort Buche-Solling. Die niedrigeren Widerstände im rechten Teil des Modells fallen mit dem lokal sehr dichten Bewuchs an jungen Buchen zusammen.

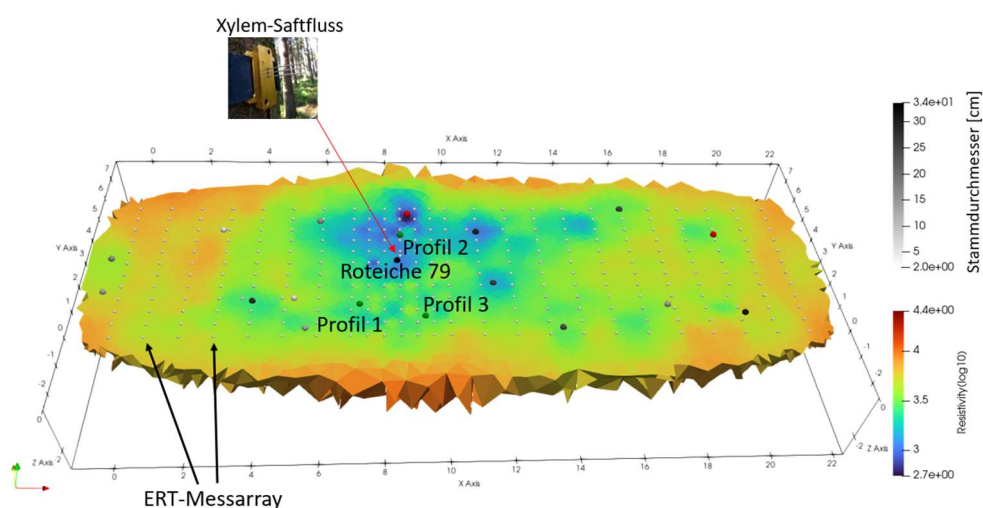


Abbildung 2.2.3-4: Übersicht über das ERT-Monitoring Feld am Standort Roteiche-Lüneburger Heide. Baumstümpfe (rot), Probenahmepunkten vom 08.10.2024 (grün) und verzeichnete Bäume (Stammdurchmesser schwarz-weiß Farbcodiert). Xylem-Saftfluss-Messungen sind bei Roteiche 79 installiert.

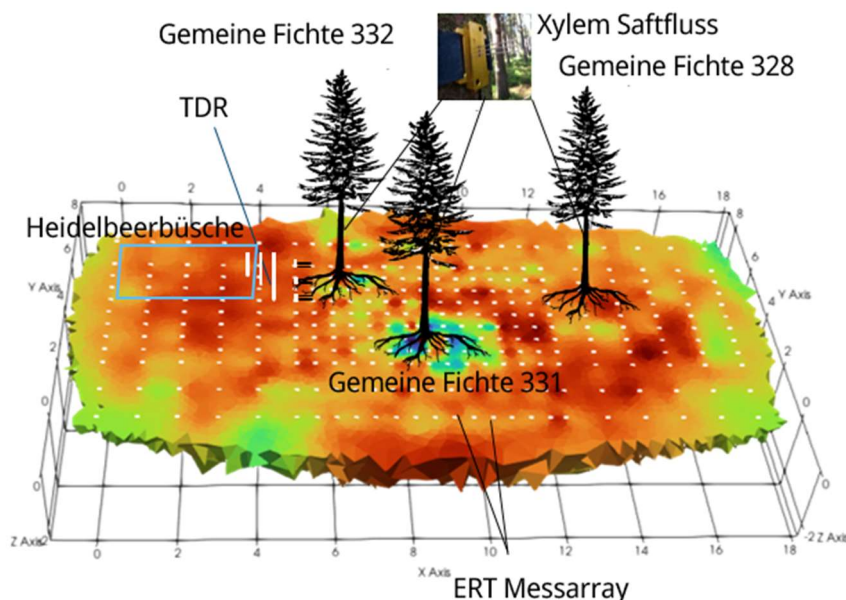


Abbildung 2.2.3-5: ERT Messarray und parallele Installationen am Standort Fichte-Solling.

2.2.3.2 Abschätzung des volumetrischen Wassergehalts aus den ERT-Messungen

2.2.3.3 Kiefer – Klötze

Schritt 1: Die Parametrisierung der Generalisierten Archie-Funktion

Für die Ermittlung der elektrischen Widerstände der Bodenlösung wurden Daten aus Messungen mit Saugkerzen (NW-FVA Pers.) verwendet, die zwischen 2019 und 2021 aufgenommen wurden und für die Tiefenstufen 30 cm, 60 cm und 100 cm vorliegen (Referenz ist der mineralische Boden). Aus den vorliegenden Messdaten wurden Mittelwerte sowie eine obere und untere Grenze anhand der Standardabweichung ermittelt (siehe Tabelle 2.2.3-1). Diese Abschätzung spiegelt, aufgrund der teilweise erheblichen Variabilität in den Messdaten, nur eine Näherung wieder und wir möchten ausdrücklich darauf hinweisen, dass der Widerstand/Leitfähigkeit der Bodenlösung eine sehr bedeutende Unsicherheit in unserer Abschätzung darstellt.

Für die Abschätzung der Parameter a & b wurde für jede Tiefe ein konsistenter Datensatz erstellt, der vergleichbare Zeiten und Tiefen aus den Bodensonden und den ERT-Messungen zusammenbringt. Der Datensatz umfasst Messungen vom (April bis Dezember) und deckt, aufgrund seiner Länge und der hohen Auflösung beider Messverfahren, eine große Spannweite an Messwerten ab. Die Daten der Bodensonden wurden aus den auf dem Kiefernstandort installierten SMT100 Bodensondendaten (Abbildung 2.2.2-7) entnommen. Sie decken die Tiefenstufen 30, 60 und 100 cm ab. Die Bodensondendaten wurden auf stündliche Daten gemittelt und die vier Stundenwerte verwendet, die den Zeitpunkten der ERT-Messungen entsprechen. Die Dauer der einzelnen ERT-Messungen bewegt sich zwischen 30 und 60 min, wodurch dieses Vorgehen, angesichts der zu erwartenden Dynamik, akzeptabel erscheint. Die eingehenden Daten aus der ERT kommen von einem pseudo-1D-Profil auf der Fläche der Markierungsversuche (Abbildung 2.2.3-1), für die Zeiten und Tiefenintervalle, die den Zeiten und Tiefen der Bodensonden entsprechen.

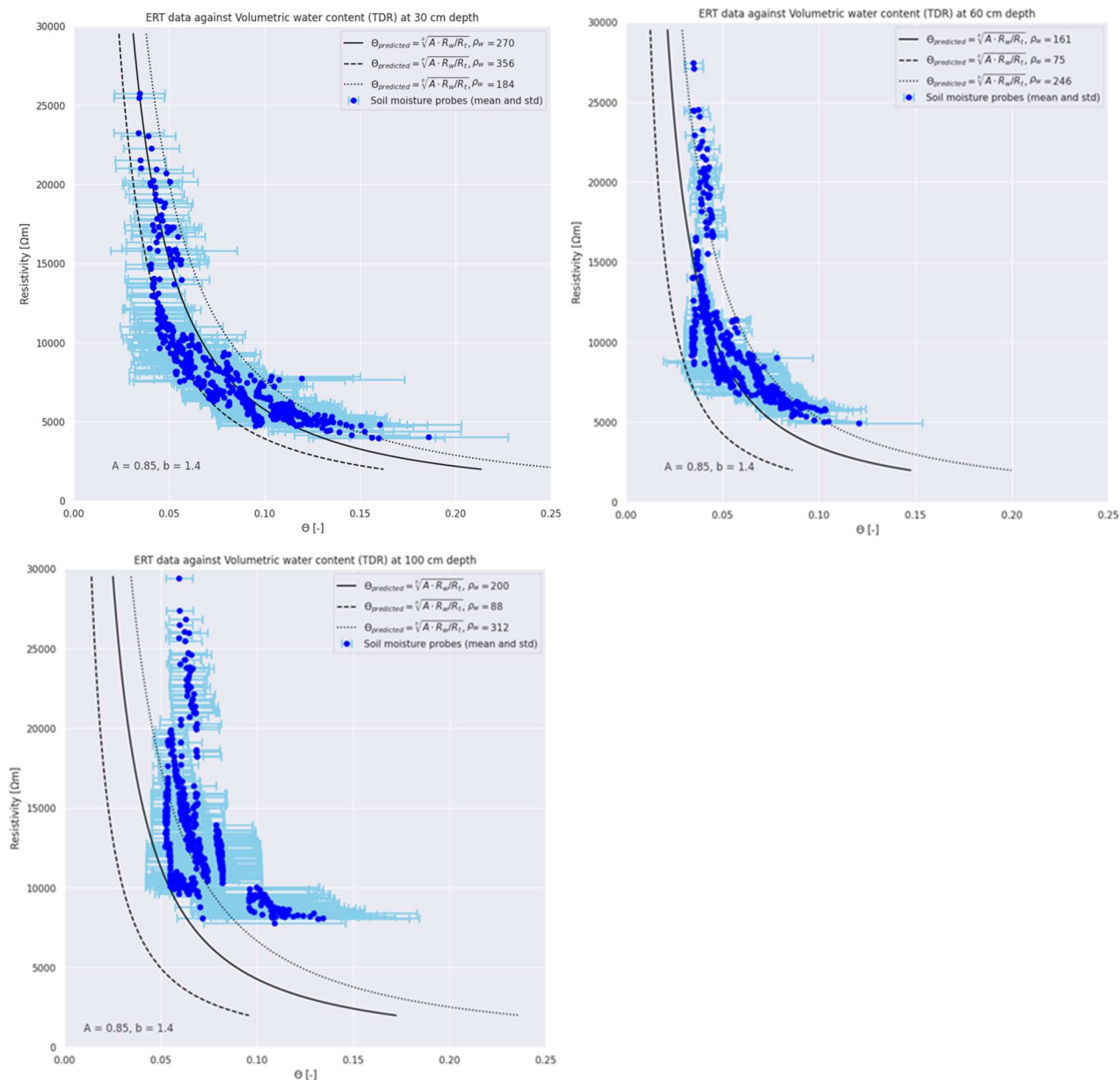


Abbildung 2.2.3-6: Zusammenhang zwischen spezifischem elektrischen Widerstand am Standort Kiefer-Klötze und dem Wassergehalt aus den SMT100 Bodensonden. Jeder Datenpunkt repräsentiert einen Zeitpunkt. Die Mittelwerte aller Bodensonden pro Tiefe sind geplottet als blaue Punkte. Die Fehlerbalken zeigen die Standardabweichung aller Bodensonden. In die Generalisierte Archie-Gleichung (Gleichung Nr. 14) sind die in Tabelle 2.2.3-1 gezeigten Werte für ρ_w eingegangen. Die Fitparameter sind $a = 0.85$ und $b = 1.4$.

Wie in Abbildung 2.2.3-6 zu sehen, wurden die Resistivitäten für die drei Tiefen gegen die volumetrischen Wassergehalte aus den Bodensonden geplottet. Die Parameter a & b wurden für 30 cm angepasst und auf die anderen Tiefen übertragen. Die gestrichelte und gepunktete Linie markieren die durch die Standardabweichung abgeschätzte untere und obere Grenze der Widerstände der Bodenlösung. Die Übereinstimmung ist, wie zu erwarten, bei 30 sehr gut und auch bei 60 cm noch zufrieden stellend. Bei 100 cm Tiefe würden die Abschätzungen aus der Generalisierten Archie-Gleichung die Messungen aus den Bodensonden unterschätzen. Das kann ein Hinweis sein auf die nicht zutreffenden Annahmen durch die einheitlichen Fitparameter a & b . An dieser Stelle könnte die Berechnung tiefenabhängiger Parameter sinnvoll sein, um Unterschiede in den Bodeneigenschaften besser zu erfassen. Ein tiefenabhängiges Modell der Fitparameter könnte Gegenstand weiterer Studien sein. Aufgrund der großen Spanne an Messwerten und die große Anzahl an Datenpunkten lässt sich die nicht lineare Beziehung zwischen spezifischen elektrischen Widerständen und volumetrischen Wassergehalten gut abbilden. Im Bereich hoher spezifischer elektrischer Widerstände ($>10\text{k } \Omega$) entsprechen große Änderungen der Widerstände nur noch sehr kleinen Änderungen im Wassergehalt. Von der anderen Seite betrachtet, führen höhere Wassergehalte nicht mehr zu großen Veränderungen der gemessenen Resistivitäten.

Tabelle 2.2.3-1: Eingangsparameter für die Generalisierte Archie-Gleichung am Standort Kiefer-Klötze

Tiefe (cm)	Mittlerer Widerstand ρ_w / Leitfähigkeit σ_w	Standart- abweichung (Ωm)	Abweichung in %	Fitparameter
30	270 Ωm / 37 $\frac{\mu S}{cm}$	86 Ωm / 16 $\frac{\mu S}{cm}$	32	$a = 0.85, b = 1.4$
60	161 Ωm / 62 $\frac{\mu S}{cm}$	85 Ωm / 33 $\frac{\mu S}{cm}$	53	$a = 0.85, b = 1.4$
100, > 100	200 Ωm / 50 $\frac{\mu S}{cm}$	112 Ωm / 28 $\frac{\mu S}{cm}$	56	$a = 0.85, b = 1.4$

Schritt 2: Vergleich mit der Ganglinie aus den Bodensonden

Im Vergleich der Ganglinien ist auch eine gute Übereinstimmung der Wassergehaltsmessungen mit Bodensonden mit den aus der ERT abgeschätzten Wassergehalten sichtbar. Wie zu erwarten, ist bei der Kiefer in 1 m Tiefe die Übereinstimmung nicht mehr so gut, sondern wir unterschätzen mit der ERT die Wassergehalte systematisch, aufgrund der mangelnden Anpassung durch die parametrisierte Archie-Gleichung. Bei Betrachtung der Messwerte in dieser Tiefe wird auch deutlich, dass diese in dem Bereich liegen, in dem die Änderung der spezifischen elektrischen Widerstände nur noch sehr kleinen Änderungen im Wassergehalt entspricht. Die Abschätzungen der Wassergehalte aus den ERT-Messungen liegen trotz der räumlichen Entfernung zwischen beiden Messpunkten sowohl von ihrem absoluten Niveau als auch von ihrer relativen Änderung im Bereich der Bodensonden. Aus dem Vergleich mit dem von der NW-FVA in Teilvorhaben 2 ermittelten Bestandesniederschlag zeigt sich der deutliche Einfluss der Niederschlagsereignisse auf die Ganglinie der Bodensonden und die ERT, wobei sich neben der geringeren Amplitude in den Abschätzungen aus der ERT auch kleine Unterschiede in der Reaktion auf einzelne Ereignisse erkennen lassen. Das ist aufgrund der räumlichen Entfernung zwischen beiden Messverfahren auch zu erwarten gewesen.

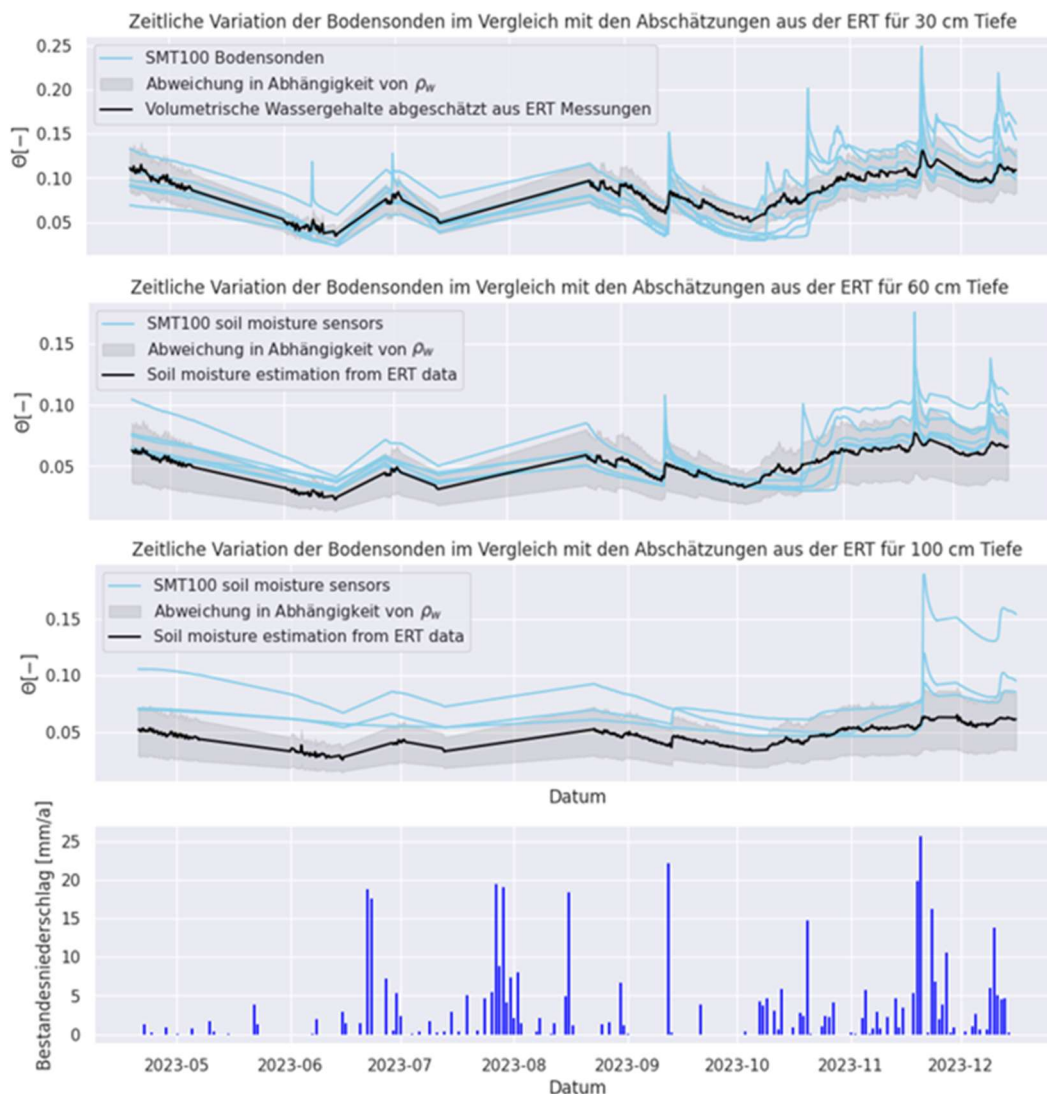


Abbildung 2.2.3-7: Zeitlicher Verlauf des Wassergehalts am Kiefernstandort in drei Tiefen, gemessen mit SMT100 Bodensonden im Vergleich mit der Abschätzung aus der ERT durch Anwendung der generalisierten Archie Funktion auf die spezifischen elektrischen Widerstände aus den 3D Modellen.

Schritt 3: Vergleich der Abschätzungen mit Messungen aus Bodenproben

Für den Kiefernstandort standen die fünf Profile aus den Probenahmen auf der Fläche der Markierungsversuche zur Verfügung (siehe Tabelle 1.2.2-1). Die lokale Heterogenität zwischen den Profilen fiel in den ERT-Messungen niedrig aus. Die volumetrischen Wassergehalte der Profile P1-P5 wurden aus gestörten Proben genommen. Da, anders als für die Markierungsversuche für die Abschätzung aus der ERT, vor allem der oberste Meter relevant ist, wurde ein mittleres Modell für die Trockenrohdichte verwendet. Die Datenbasis für dieses Modell sind Labormessungen durch die NW-FVA von Probenahmen mit Stechzylindern an sechs Profilen auf dem Kiefernstandort außerhalb des ERT-Feldes und den drei Profilen, die auf dem ERT-Monitoring-Feld entnommen wurden (Standortcharakterisierung). Alle Punkte wurden gleich gewichtet behandelt und durch Spline-Interpolation auf die Datenabdeckung der Wassergehaltmessungen interpoliert. Unterhalb von einem Meter wurde der letzte Messwert verwendet und in Tiefen bis 3m verlängert. Die

Standardabweichung wurde als obere und untere Grenze verwendet.

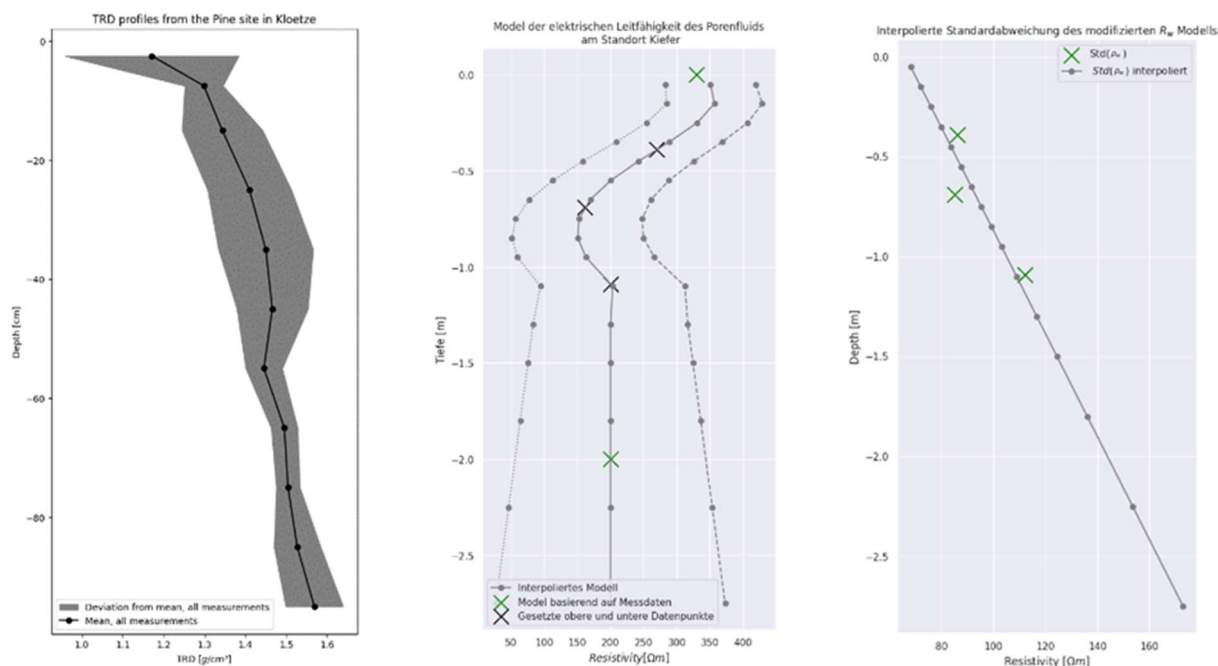
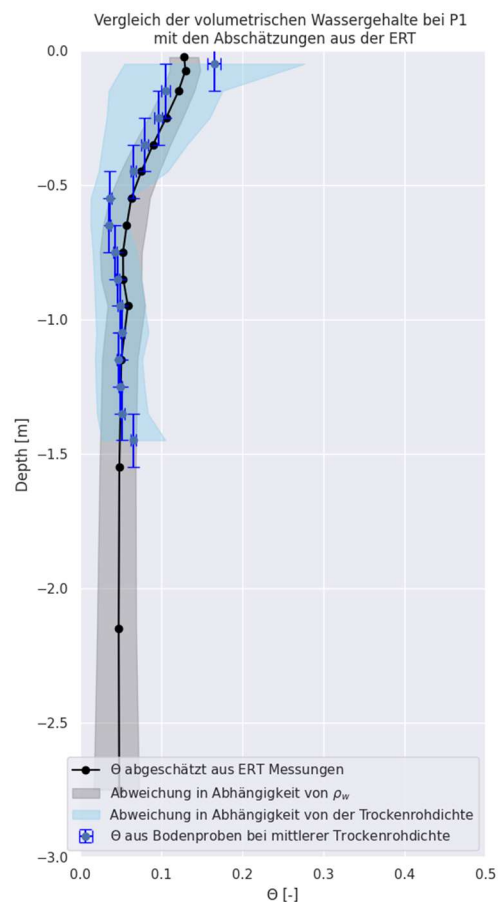
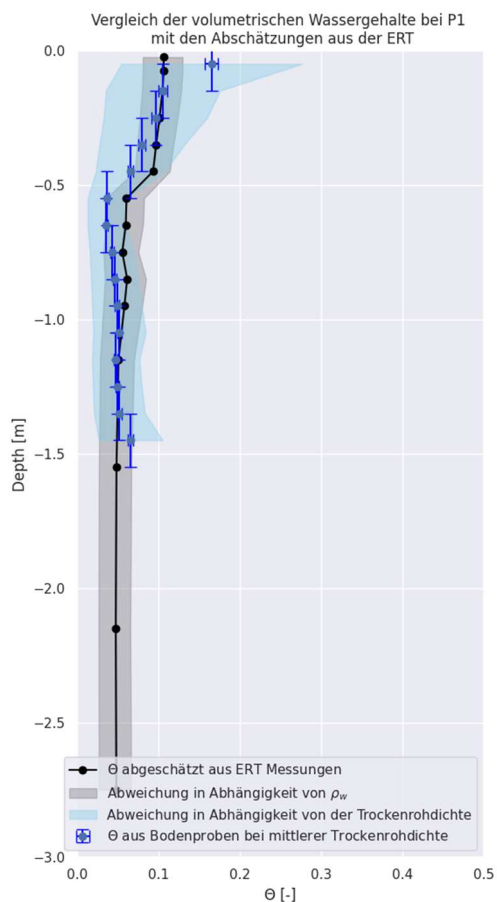


Abbildung 2.2.3-8: Das gemittelte Modell der Trockenrohdichte für den Kiefernstandort mit einer Ober- und Untergrenze (graue Fläche) definiert durch die Standardabweichung. Rechts das neue Modell des elektrischen Widerstands des Porenfluids mit den verlängerten Datenpunkten zur Oberfläche.

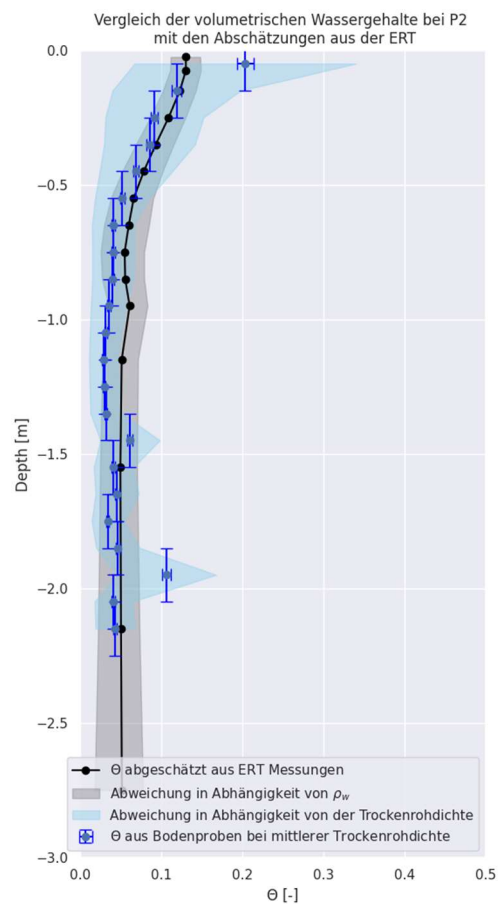
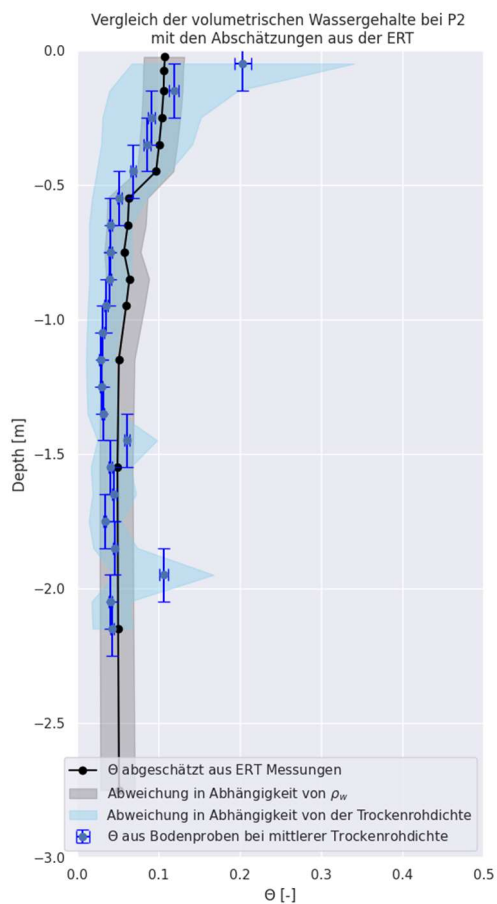
Im Vergleich zwischen den volumetrischen Wassergehalten aus den Bodenproben und den elektrischen Widerstandsmodellaten zeigt sich zu allen Zeitpunkten und in allen Tiefen eine sehr gute Übereinstimmung für die fünf Profile auf dem Tracer-Feld. Die Abweichung von dem mittleren Modell der Trockenrohdichte liefert einen recht weiten Bereich für die Abschätzung aus den Bodenproben, der die bisher berücksichtigten Ungenauigkeiten aus der ERT überschreitet. Eine systematische Abschätzung der Ungenauigkeiten aus der ERT-Modellrechnung selber wurde, aufgrund der großen Anzahl an berechneten Modellen, nicht vorgenommen und wird in weiterführenden Studien eingehender untersucht. Die größte Unsicherheit bei der Ermittlung volumetrischer Wassergehalte aus gestörten Bodenproben ist die Trockenrohdichte, die vor allem in den obersten 50 cm unter Geländeoberkannte die größte Variation aufweist. Für die Parametrisierung der Generalisierten Archie-Gleichung lässt sich neben der bereits benannten möglichen Tiefenabhängigkeit der Parameter a & b ein Einfluss des elektrischen Widerstands der Porenlösung erkennen. Um eine mögliche Erklärung für die systematische Abweichung der Abschätzungen aus der ERT zu den Werten aus den Bodenproben in den obersten 50 cm zu finden, wurde ein zweites Modell für die Widerstände der Porenlösung erstellt. Dieses Modell basiert auf der reinen Annahme, dass die Leitfähigkeiten nahe der Oberfläche bis zu einem geschätzten Wert von $30 \mu S/cm$ abgesenkt wurde durch den Input von Niederschlägen. Durch Spline Interpolation der drei ermittelten Mittelwerte und durch lineare Interpolation der Abweichung (Abbildung 2.2.3-8) wurde ein alternatives Modell erstellt, das durch seine sehr gute Übereinstimmung mit den Werten aus den Bodenproben den Einfluss der Leitfähigkeit der Porenlösung auf unsere Abschätzungen unterstreicht.

Weiterführend bieten unsere Abschätzungen einen Ausgangspunkt für zukünftige Studien, um ein Gesamtvolumen des Bodenwassers über das gesamte Modell zu ermitteln und diese Abschätzung durch den Vergleich mit Niederschlagsmengen und Transpirationsmengen einer Plausibilitätsprüfung zu unterziehen.

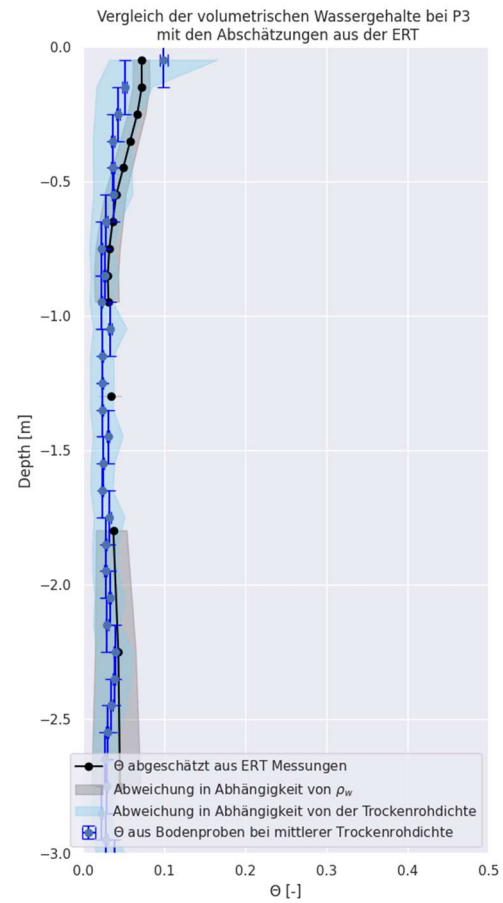
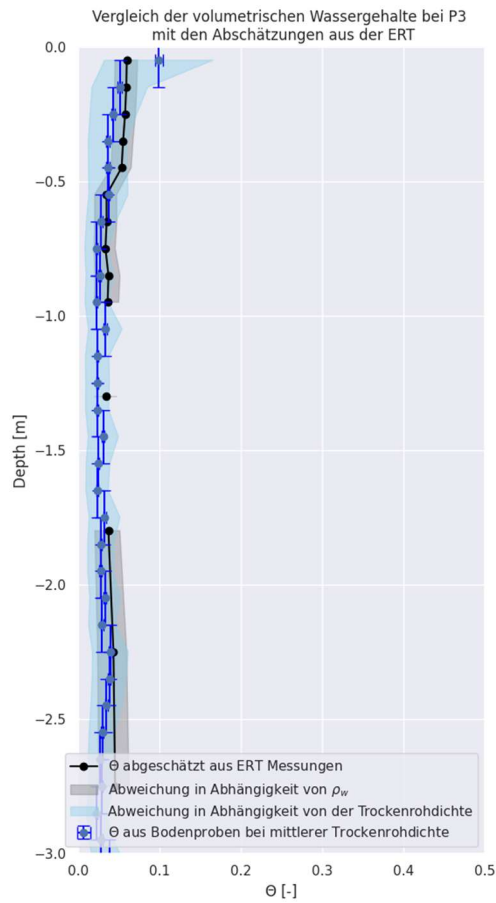
7.2.2023



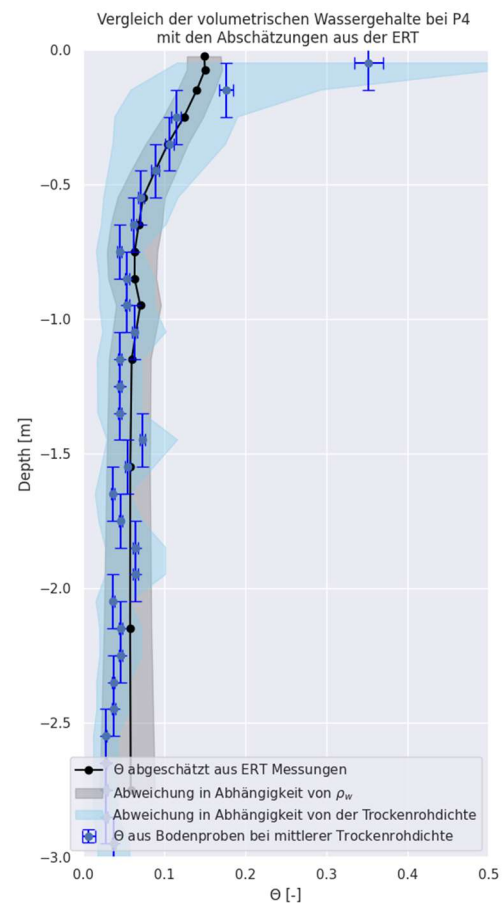
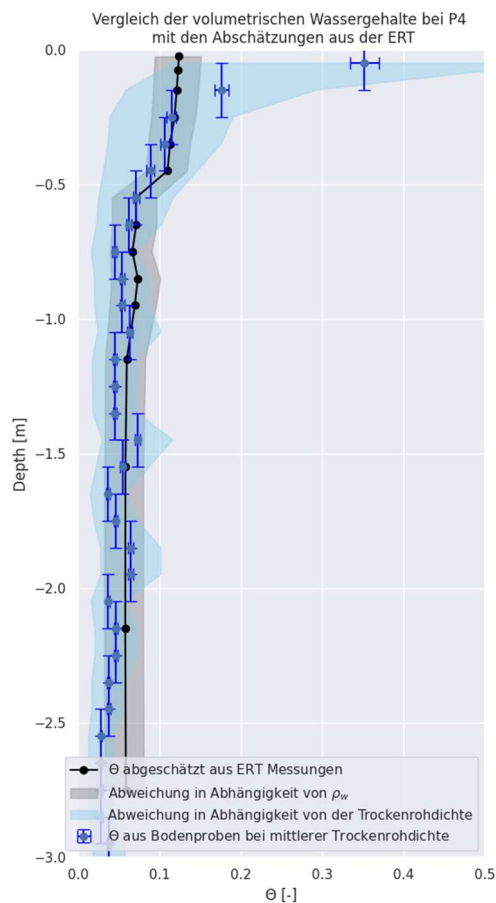
18.04.2023



26.07.2023



14.12.2023



14.12.2023

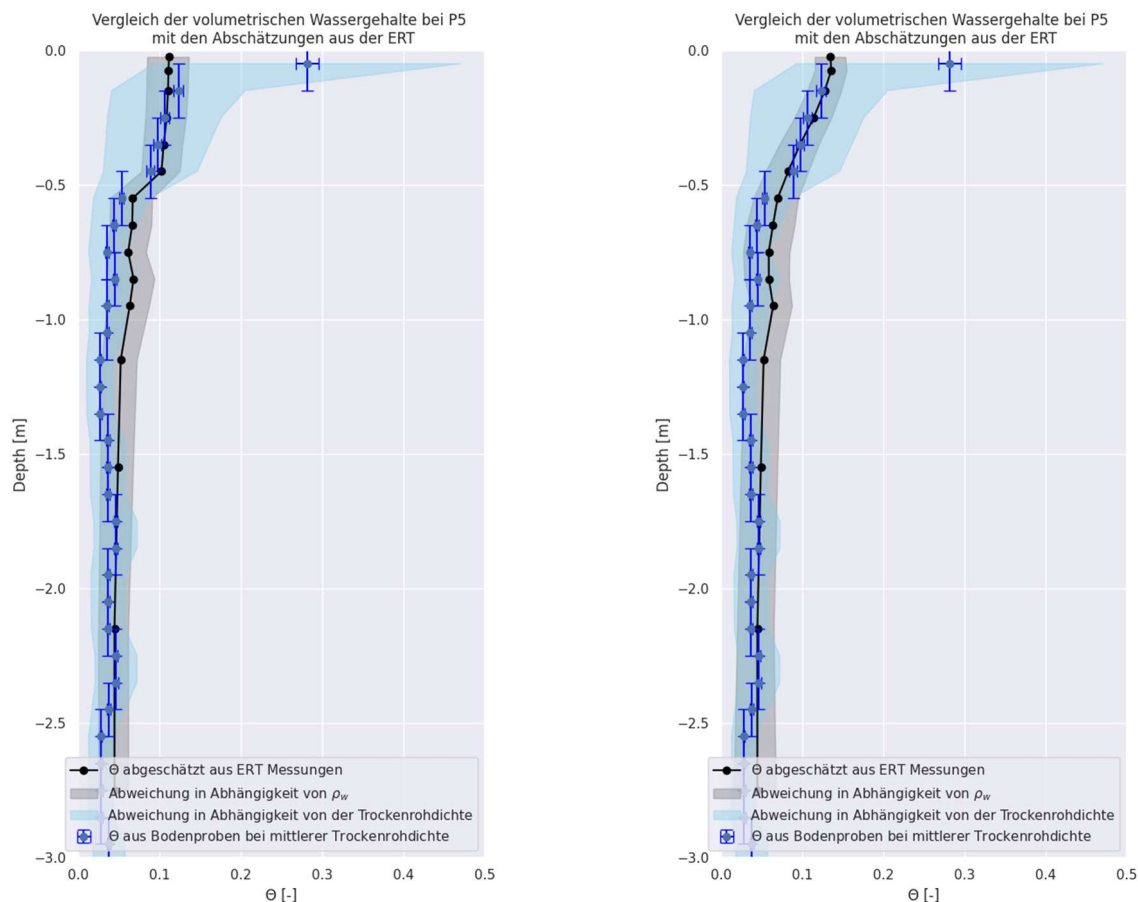


Abbildung 2.2.3-9: Vergleich der volumetrischen Wassergehalte am Standort Kiefer aus gestörten Bodenproben mit dem aus der ERT abgeschätzten Wassergehalt. Rechts wurden die in Tabelle 2.2.3-1 gezeigten Werte für ρ_w verwendet, links das neue Modell aus Abbildung 2.2.3-8.

2.2.3.4 Roteiche-Lüneburger Heide

Schritt 1:

Für den Roteichenstandort waren Messungen mit Bodensonden die einzige verfügbare Datenbasis für eine Abschätzung der spezifischen elektrischen Widerstände des Porenfluids. Die Messungen wurden mit Theros12 Bodensonden vorgenommen, mit denen auch gleichzeitig der volumetrische Wassergehalt aufgezeichnet wurde. Zum Vergleich liegen noch punktuelle geochemische Untersuchungen vor, die die niedrigen Werte bestätigen. Aufgrund der Datenlage wurden die Leitfähigkeitsmessungen aus den 20 cm-Sonden für alle Tiefen verwendet.

Tabelle 2.2.3-2: Übersicht über die Parameter der Generalisierten Archie-Gleichung am Standort Roteiche-Lüneburger Heide.

Tiefe (cm)	Mittlerer Widerstand ρ_w / Leitfähigkeit σ_w	Standartabweichung	Abweichung in %	Fitparameter
20, 50, 90, >90	219 Ωm / 46 $\frac{\mu S}{cm}$	122 Ωm / 26 $\frac{\mu S}{cm}$	56%	$a = 0.9, b = 1.6$

Für die Roteiche lassen sich die drei Tiefen 20 cm, 50 cm und 90 cm mit einem gemeinsamen Set aus Parametern fitten. Die Anpassung der Archie-Funktion wurde bei der Position von Profil 1 – Roteiche vorgenommen.

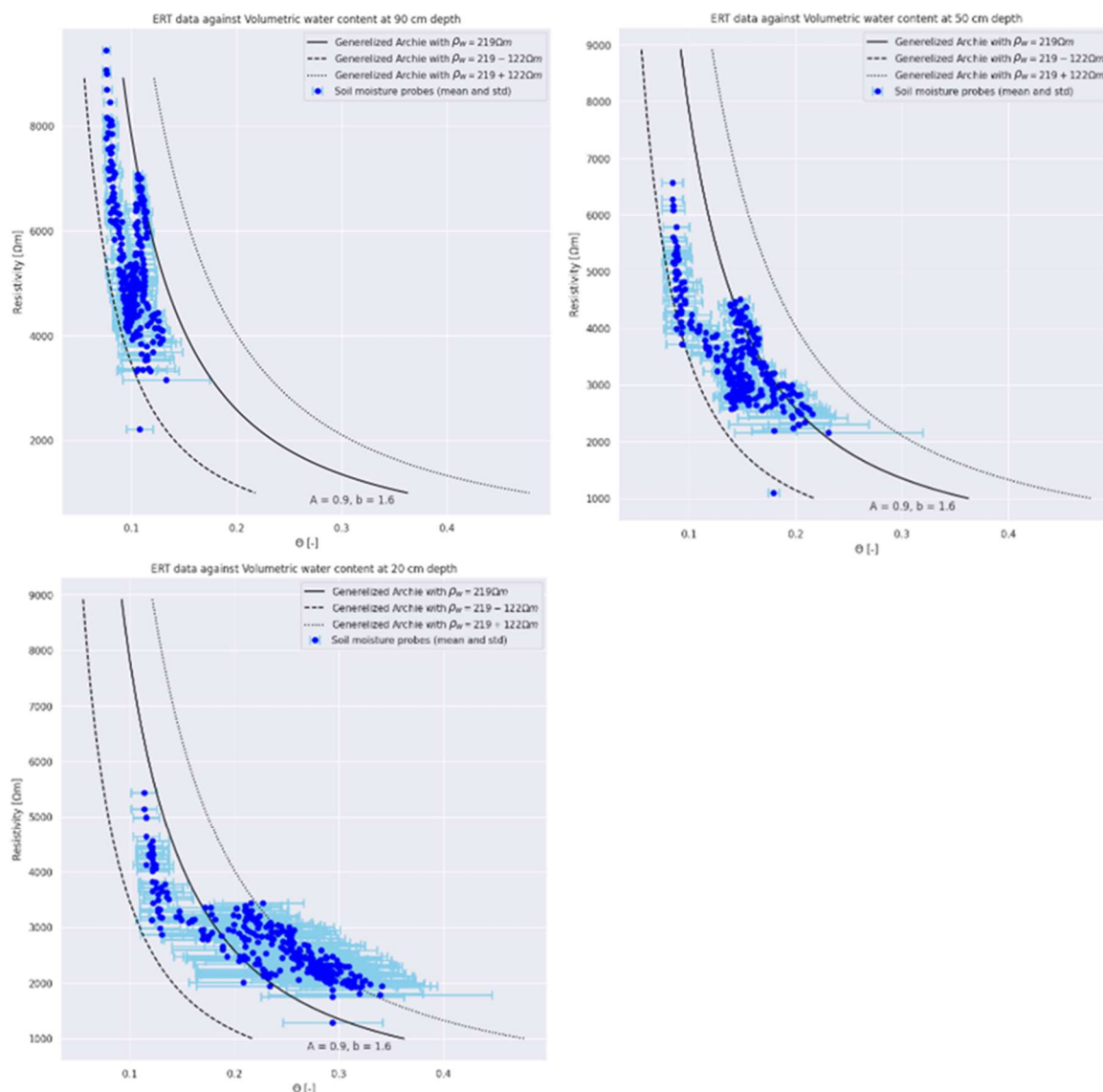
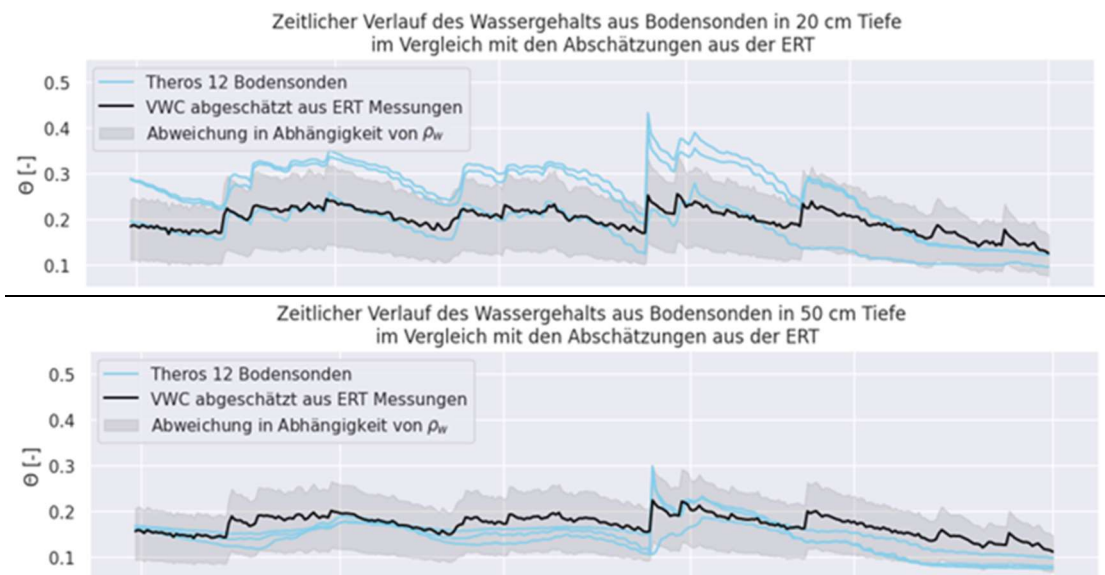


Abbildung 2.2.3-10: Zusammenhang zwischen spezifischem elektrischen Widerstand und dem Wassergehalt aus den SMT100 Bodensonden. Jeder Datenpunkt repräsentiert einen Zeitpunkt. Die Mittelwerte aller Bodensonden pro Tiefe sind geplottet als blaue Punkte. Die Fehlerbalken zeigen die Standardabweichung aller Bodensonden. In die Generalisierte Archie-Gleichung sind die in Tabelle 2.2.3-2 gezeigten Werte für ρ_w eingegangen. Die Anpassungsparameter sind $a = 0.9$ und $b = 1.6$.

Schritt 2:

Im Vergleich der Ganglinien lässt sich eine gute Übereinstimmung in allen Tiefen erkennen, die eine gute Abschätzung der volumetrischen Wassergehalte in seiner zeitlichen Entwicklung durch die ERT widerspiegelt.



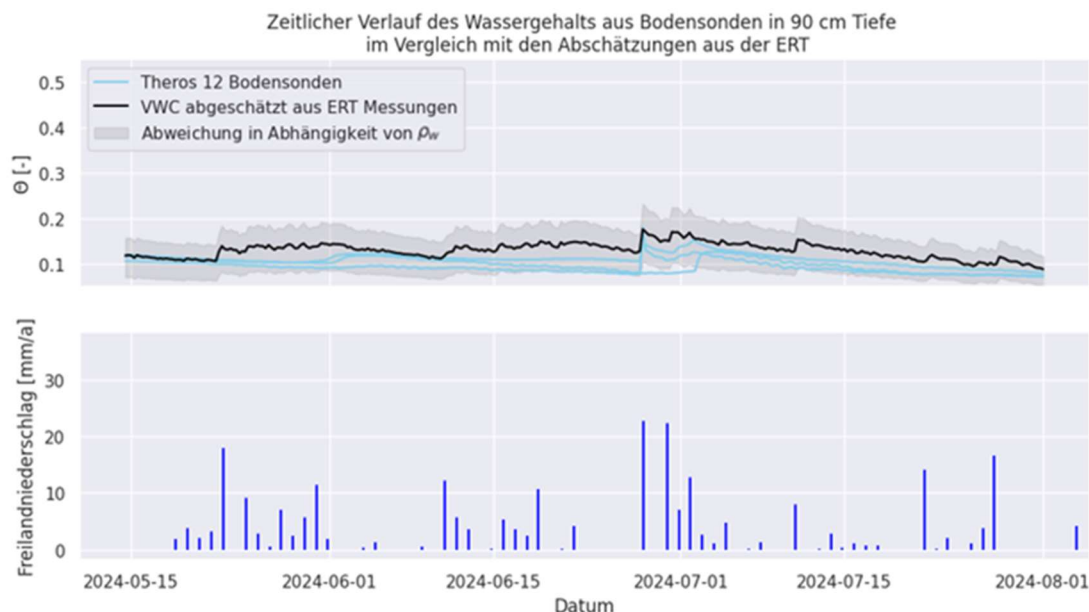


Abbildung 2.2.3-11: Zeitlicher Verlauf des Wassergehalts am Standort Roteiche in drei Tiefen, gemessen mit Theros12 Bodensonden im Vergleich mit der Abschätzung aus der ERT durch Anwendung der Generalisierten Archie Funktion auf die spezifischen elektrischen Widerstände aus den 3D Modellen. Quelle Freilandniederschlag: Deutscher Wetterdienst.

Schritt 3:

Für den Standort der Roteiche war die Datenbasis für die Trockenrohdichte vergleichsweise dünn. Es standen nur die in Abbildung 2.2.2-9 gezeigten Messungen aus Stechzylindern für 4 Tiefen zur Verfügung. Das schränkt die Aussagen über die lokale Trockenrohdichte und eine zu erwartende Varianz innerhalb des Standortes ein. Im Wesentlichen lassen sich aus den Resistivitäten die Unterschiede in den Wassergehalten zwischen den eher trockeneren Profilen 1 & 3 und dem eher feuchteren Profil 2 abschätzen (siehe Abbildung 2.2.3-12). Eine Erklärung für die schlechtere Übereinstimmung zwischen 30 cm und 200 cm kann in der mangelnden Auflösung der harten Schichtgrenze zwischen hohen und niedrigeren Wassergehalten gefunden werden, die nicht durch unsere Modelle aufgelöst werden kann, wobei weiterführende Parameterstudien und die Vorwärtsmodellierung mit unterschiedlichen Schichtmodellen an dieser Stelle empfehlenswert wären. In Hinblick auf die verkürzte Projektlaufzeit ist ein solches Vorgehen nicht greifbar.

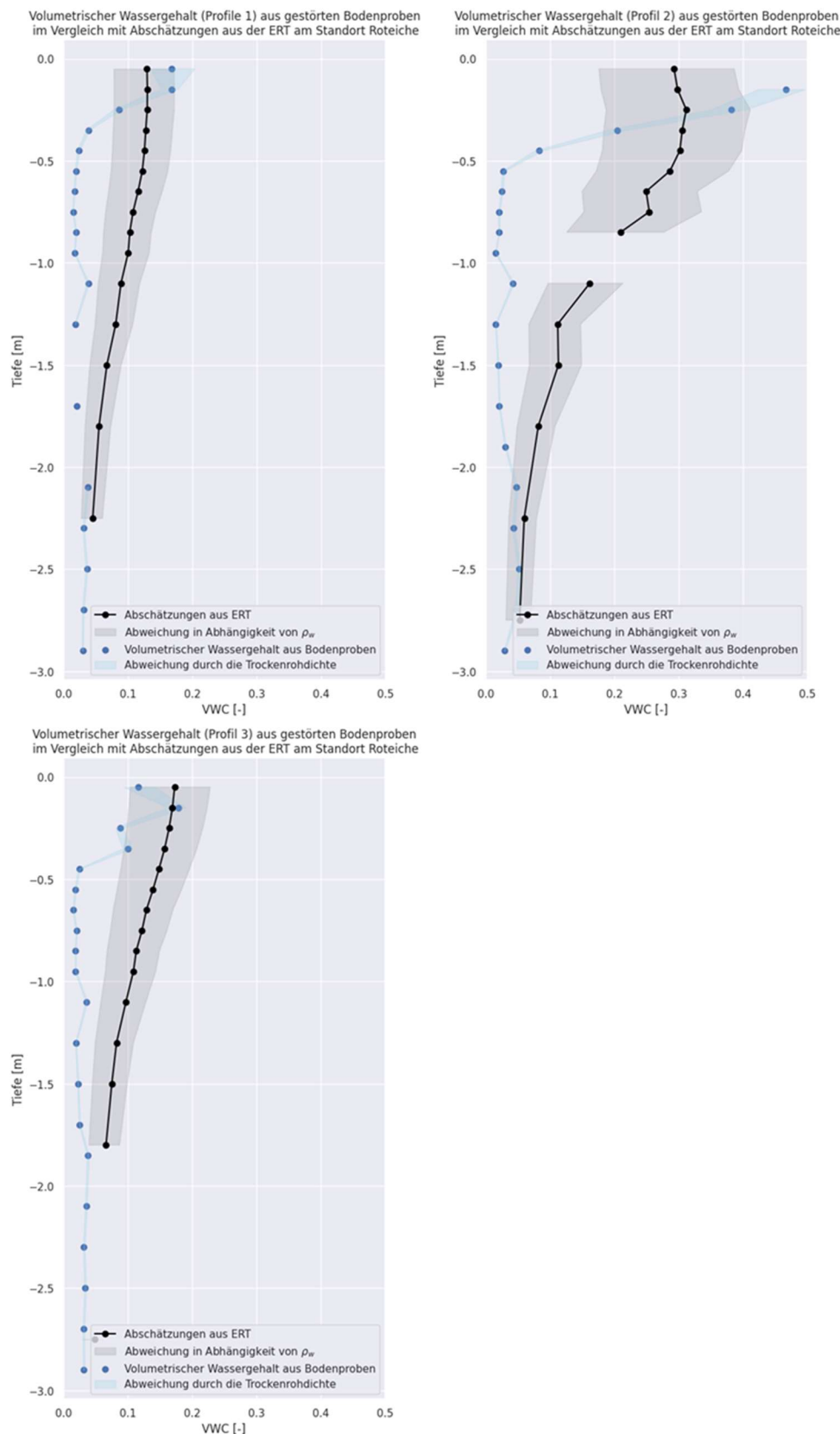


Abbildung 2.2.3-12: Vergleich der volumetrischen Wassergehalte aus Bodenproben und den Abschätzungen aus der ERT für den Standort Roteiche.

2.2.3.5 Buche – Solling

Schritt 1:

Der mittlere Widerstand des Porenfluids wurde am Standort Buche-Solling aus Messungen mit Saugkerzen ermittelt, die von der NW-FVA im Zeitraum 2019-2021 durchgeführt wurden. Am Buchenstandort stehen Messungen für die Tiefen 0, 10, 40 und 100 cm zur Verfügung. Aus qualitätsgesicherten Bodensonden-Daten, die im Rahmen von Teilvorhaben 2 erhoben wurden, wurden die Daten aus 10 cm Tiefe mit den ERT-Messungen zusammengebracht. Aus den von der BGR installierten Theros 12-Bodensonden (Abbildung

2.2.2-19) standen Messungen für 20 und 40 cm zur Verfügung. Für eine erste Abschätzung wurden die ermittelten mittleren Leitfähigkeiten in 10 cm Tiefe auch für 20 cm verwendet. Bei 40 cm fallen die Werte mit $23 \frac{\mu S}{cm}$ sehr niedrig aus. Daher wurden auch für die Tiefe von 40 cm die Werte aus 10 cm eingesetzt und die Auswirkungen verglichen. In Abbildung 2.2.3-10 ist gut zu erkennen, dass die Parameter für 20 cm auch die Daten aus 40 cm fitten. Die Position des für die Parametrisierung verwendeten ERT 1D-Profiles ist in Abbildung 2.2.3-4 eingezeichnet.

Obwohl am Buchenstandort nur ein vergleichsweise kurzer Datensatz zur Verfügung stand, lässt sich auch hier für alle Tiefen eine Beziehung zwischen den elektrischen Widerständen herstellen und anpassen. An diesem Standort zeigt sich auch die deutliche Tiefenabhängigkeit in den spezifischen elektrischen Widerständen/Leitfähigkeit der Bodenlösung und der in den Fitparametern repräsentierten Bodeneigenschaften. Beides bedarf in zukünftigen Studien einer eingehenderen Untersuchung, um die Übertragbarkeit der ermittelten Parameter auf andere Positionen auf dem Feld zu ermöglichen.

Tabelle 2.2.3-3: Übersicht über die Parameter der Generalisierten Archie-Gleichung am Standort Buche-Solling.

Tiefe (cm)	Mittlerer Widerstand ρ_w /Leitfähigkeit σ_w	Standart- abweichung	Abweichung in %	Fitparameter a & b
10	$217 \Omega m / 46 \frac{\mu S}{cm}$	$80 \Omega m / 29 \frac{\mu S}{cm}$	37	$a = 1.6, b = 2$
20	$217 \Omega m / 46 \frac{\mu S}{cm}$	$80 \Omega m / 29 \frac{\mu S}{cm}$	37	$a = 0.8, b = 2$
40	$217 \Omega m / 46 \frac{\mu S}{cm}$ $434 \Omega m / 23 \frac{\mu S}{cm}$	$56 \Omega m / 7 \frac{\mu S}{cm}$	13	$a = 0.8, b = 2$ $a = 1.6, b = 2$

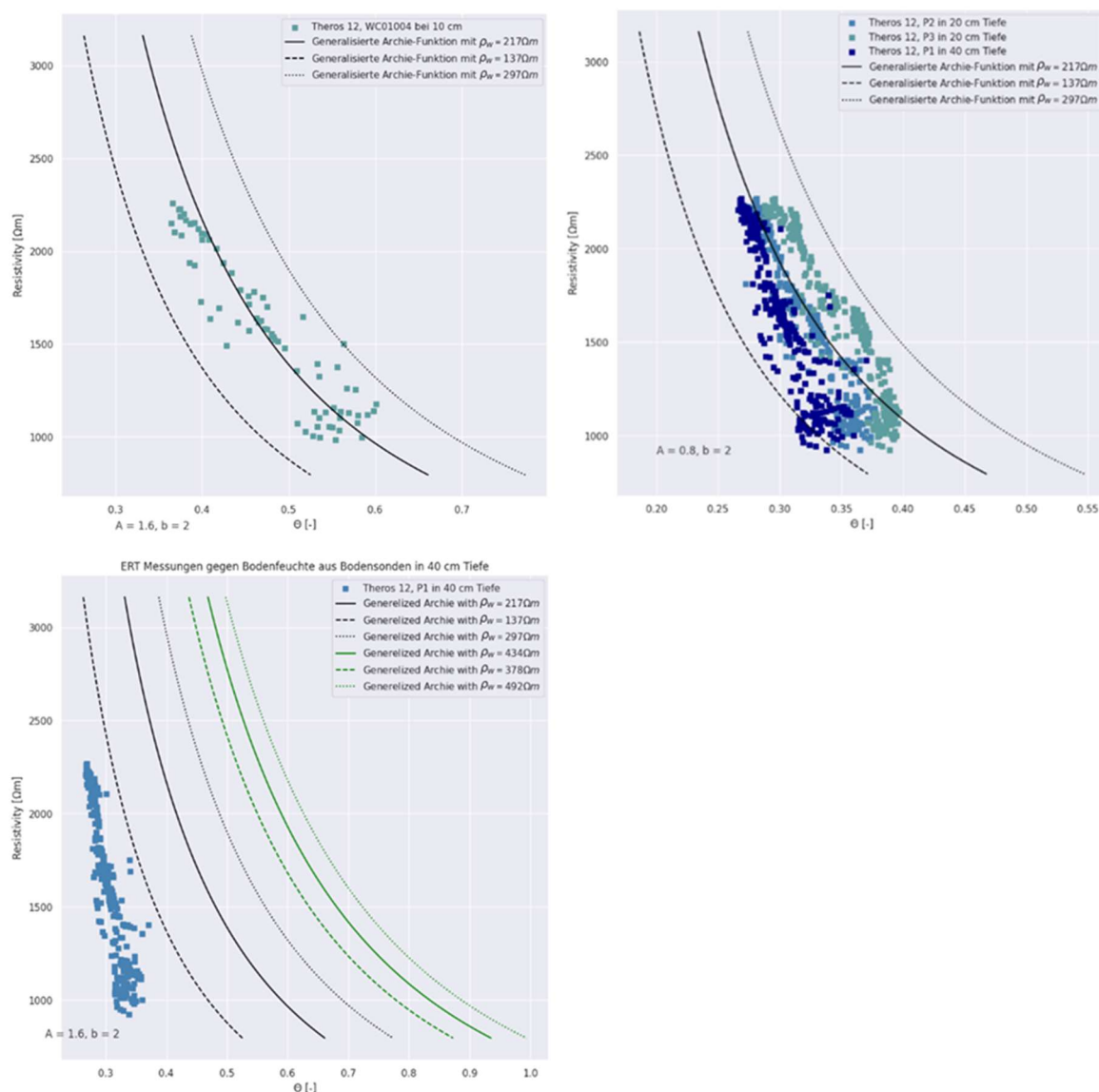


Abbildung 2.2.3-13: Beziehung zwischen Bodensonden und ERT-Messungen am Buchenstandort.

Schritt 2:

Die Ganglinie der Bodensonden kann auch am Buchenstandort sehr gut aus den ERT-Daten rekonstruiert werden.

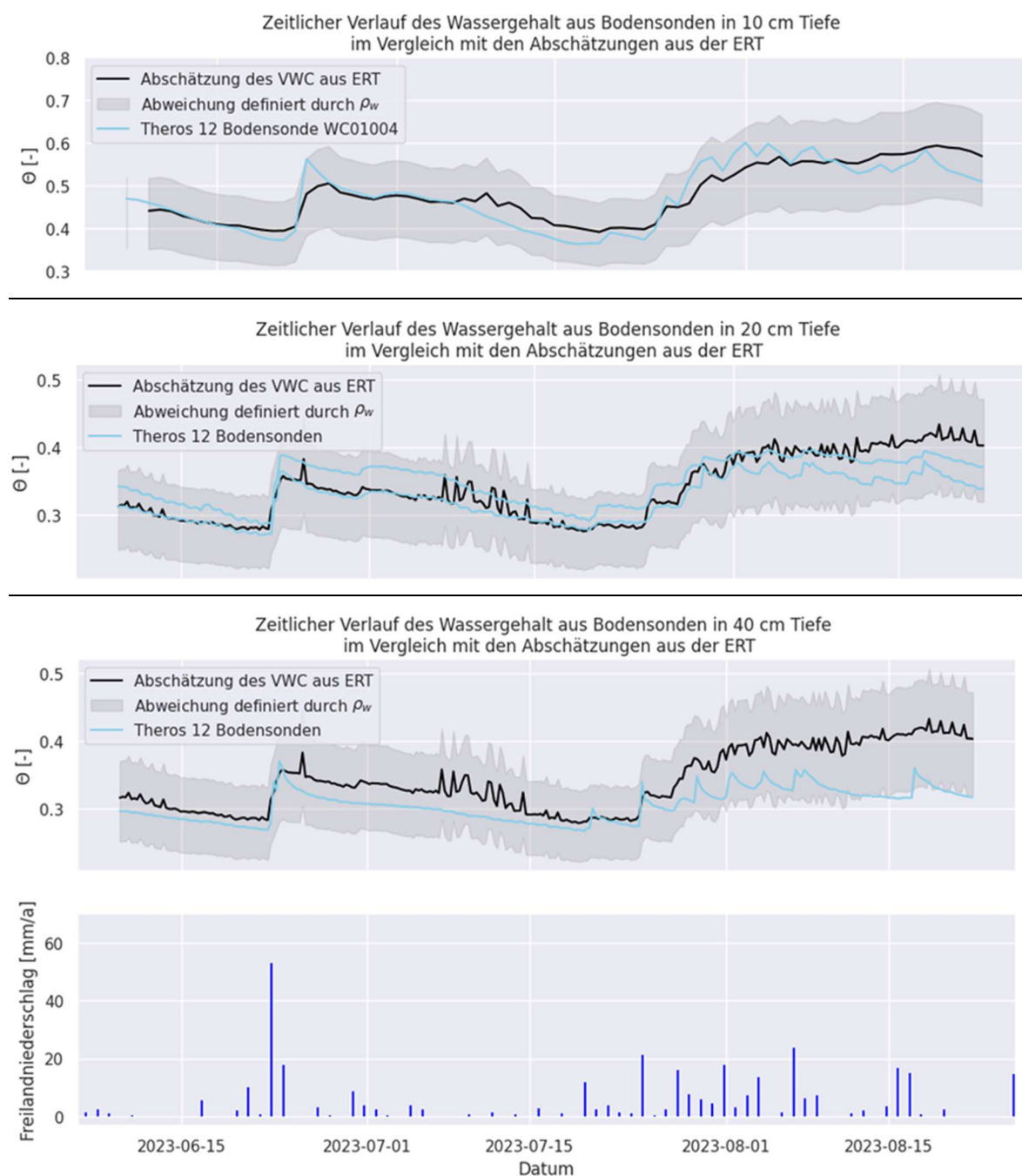


Abbildung 2.2.3-14: Zeitlicher Verlauf des Wassergehalts in 1D am Buchenstandort in drei Tiefen, gemessen in täglicher Auflösung für 10 cm; für 20 cm und 40 cm mit vier Datenpunkten am Tag in hellblau. Quelle Freilandniederschlag: Deutscher Wetterdienst.

Schritt 3:

Wurde aufgrund fehlender Vergleichsdaten nicht durchgeführt.

2.2.3.6 Fichte-Solling

Für den Fichtenstandort in Solling wurde im Rahmen des GW-Fest-Projektes der Zusammenhang zwischen den volumetrischen Wassergehalten aus den Bodensonden und den ERT-Messungen untersucht für zwei unterschiedliche Zeiträume. Das verwendete Verfahren weicht von dem oben beschriebenen Ablauf ab, ist aber in wesentlichen Punkten vergleichbar. Am Standort Fichte wurde der Wurzelbereich unter Fichte 332 untersucht. Obwohl die Bodensonden hier lokal im ERT-Feld installiert wurden, lässt sich keine Beziehung zwischen Wassergehalten und spezifischen elektrischen Widerständen erkennen (Abbildung 2.2.3-15). Das zeigt deutlich, dass an dieser Stelle die Annahmen der Abschätzungen verletzt werden. Zur Anpassung für

unterschiedliche Widerstände der Porenlösung, die aus Messungen mit Saugkerzen gemittelt wurden, wurde hier das zweite Archie-Gesetz verwendet. Eine Betrachtung nach unterschiedlichen Tiefen ist hier nicht erfolgt. In zukünftigen Untersuchungen wäre eine Übertragung des oben beschriebenen Verfahrens unter Verwendung einer Generalisierten Archie-Gleichung interessant. Die direkte Gegenüberstellung zwischen dem Wurzelbereich von Bäumen und baumfernen Bereichen wäre empfehlenswert. Das ist aus Gründen der verkürzten Projektlaufzeit nicht mehr möglich gewesen.

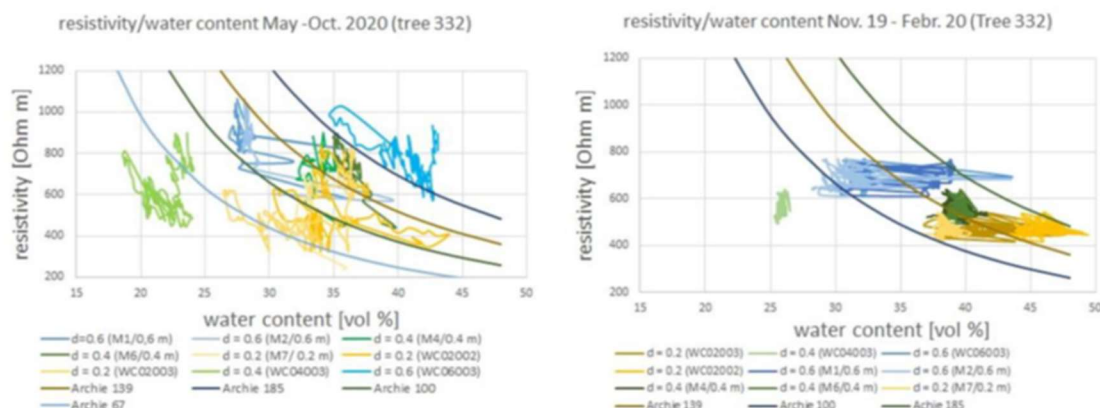


Abbildung 2.2.3-15: Die Resistivitäten unter Fichte 332 gegen die dort installierten Bodensonden für zwei Zeiträume im Jahr.

2.2.3.7 Untersuchung des Einflusses der Wurzeln

Die Verteilung der spezifischen elektrischen Widerstände auf allen Monitoring-Feldern unterliegt einer sehr hohen räumlichen Heterogenität. Die Beobachtung niedrigerer Widerstände im Bereich der Bäume und deren Wurzelraum (Abbildung 2.2.3-1) wirft die grundsätzliche Überlegung auf, welchen Einflussgrößen die Messergebnisse unterliegen. Im vorherigen Kapitel wurde bereits die Machbarkeit einer Wassergehaltsabschätzung gezeigt. Eine weitere an Waldstandorten diskutierte und bisher wenig verstandene Einflussgröße stellen die Wurzeln dar. Aus den bisherigen Ergebnissen des Monitorings mittels Geoelektrik konnte am Standort Kiefer-Klötze schon ein deutlicher Unterschied in der saisonalen Dynamik festgestellt werden. Dieser wird in Abbildung 2.2.3-16 für die Position der Profile I und II für den Zeitraum einiger Tage dargestellt.

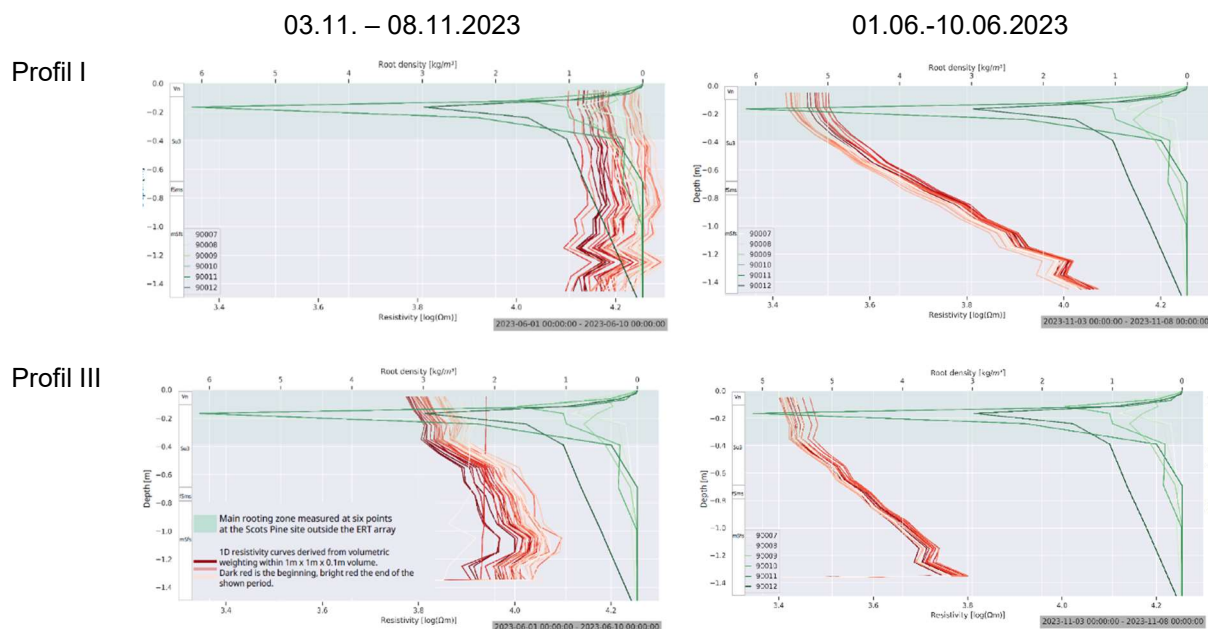


Abbildung 2.2.3-16: Dynamik und Tiefenverlauf für zwei Profile am Standort Kiefer in den ERT-Messungen in Rottönen. Dunkle Rottöne markieren den Beginn, helle Rottöne das Ende des Zeitraumes. In Grün sind die Einzelmessungen aus der Feinwurzelkartierung abgebildet.

Die Auswertung der in Teilvorhaben 2 erhobenen gezielten Wurzelanalyse (siehe Abbildung 2.2.3-17) weist eine höhere Dichte der Krautwurzeln und gleichzeitig eine niedrigere Dichte der Baumwurzeln bei Profil I auf als bei den anderen beiden Profilen. Insgesamt bestätigen die Ergebnisse die Annahme über die Wurzelverteilung, die in Baumnähe von einem niedrigeren Anteil an Krautwurzeln bei gleichzeitiger Erhöhung des Baumwurzelanteils ausgeht.

Die Anwendung der generalisierten Archie-Funktion (Gleichung Nr. 14) auf die ERT-Profile an den entsprechenden Positionen zeigt eine meist gute Übereinstimmung der Abschätzungen des volumetrischen Wassergehalts mit den Labormessungen für alle Profile. Die höheren Messwerte in den Wassergehalten bei Profil I und II oberhalb von 25 cm entspricht nicht den Abschätzungen aus der Geophysik, wo für Profil III oberflächennah höhere Wassergehalte als für die Profile I und II vorhergesagt wurden.

Aus den bisherigen Erkenntnissen können wir keinen eindeutigen Hinweis auf einen direkten Zusammenhang zwischen Wurzeldichte auf die ERT-Messungen ableiten. Insgesamt ist eine größere Anzahl an Profilen notwendig, um den Einfluss der Wurzeln auf die gemessenen elektrischen Widerstände zu verstehen. Zudem erscheint eine Probenahme der Wurzeldichten zu unterschiedlichen Zeiten im Jahr sinnvoll.

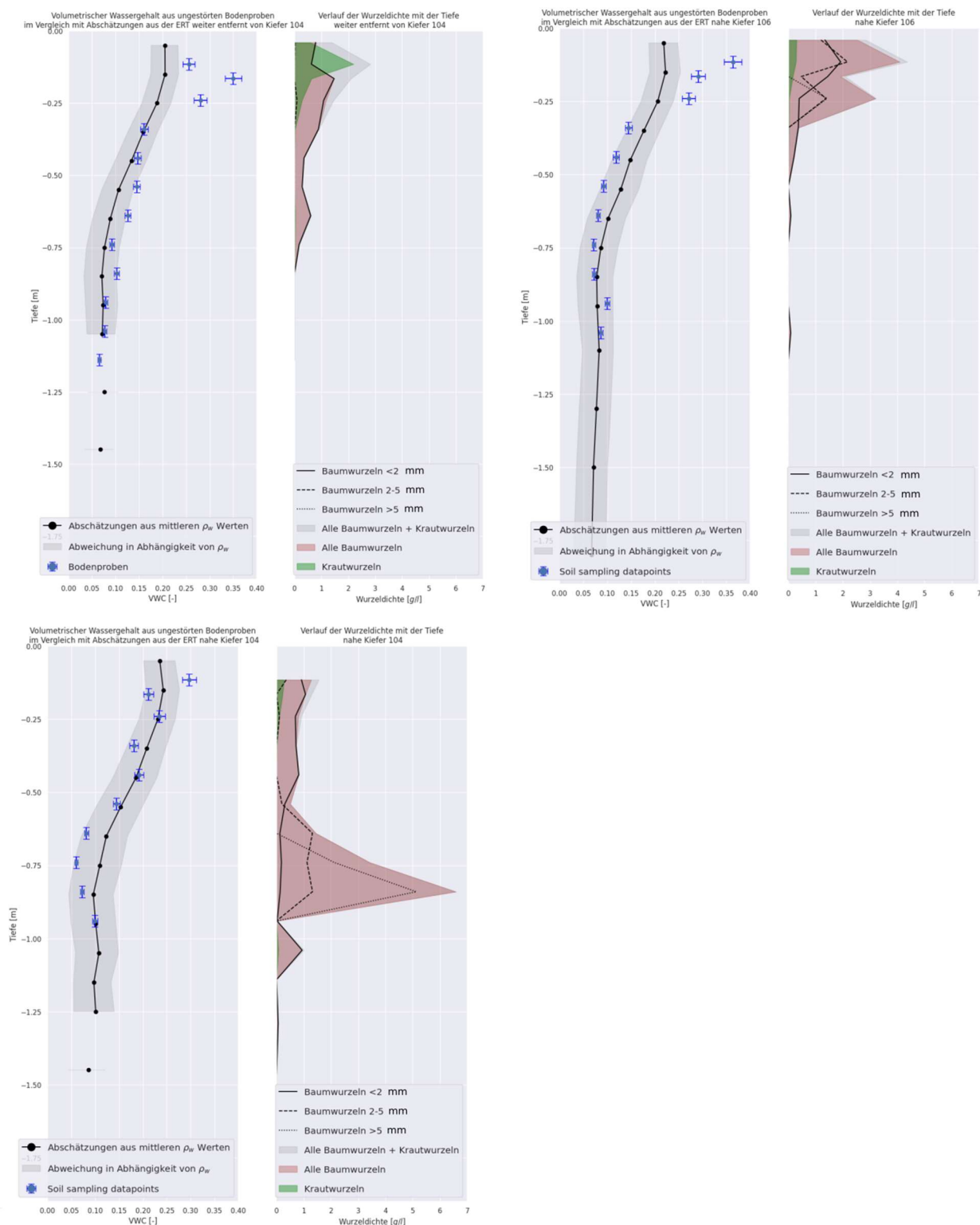


Abbildung 2.2.3-17: Ergebnisse der Bohrungen am Standort Kiefer am 28.11.2023 an drei Punkten. Links jeweils die Ergebnisse der gemessenen volumetrischen Wassergehalte aus ungestörten Bodenproben zusammen mit den Abschätzungen des volumetrischen Wassergehalts aus der ERT mit den oben beschriebenen Parametern (Neues ρ_w Modell). Rechts jeweils die Ergebnisse aus der Wurzelanlytik aus Erhebung der Fein-, Mittel und Grobwurzeln, wie auch der Krautwurzeln.

2.2.3.8 Gemeinsame Betrachtung der Xylem-Saftfluss Messungen und der ERT

Aufbauend auf den Erkenntnissen aus den Messungen am Standort Fichte-Solling innerhalb von GW-Fest wurden alle ERT-Monitoring Felder so ausgelegt, um die Dynamik der ERT-Messungen zusammen mit den Xylem-Saftfluss-Messungen aus Arbeitspaket 1 auszuwerten. In den Zeitreihen unterhalb von Fichten 331 und 332 ist in den Sommermonaten ein Zusammenhang zwischen dem Tagesgang der Saftfluss-Messungen und den Resistivitäten zu erkennen (Abbildung 2.2.3-18). Die spezifischen elektrischen Widerstände weisen ähnliche sinus-förmige Variationen auf, wobei hohe Widerstände mit einer hohen Saftflussrate zusammenfallen. Die in diesem Projekt gesammelten Datenreihen aus ERT und Xylem-Saftfluss Messungen bieten eine gute Datengrundlage, um diesen Zusammenhang auch an den Standorten Kiefer-Klötze, Buche-Solling und Roteiche-Lüneburger Heide zu untersuchen, was im Rahmen der verkürzten Projektlaufzeit jedoch nicht möglich war.

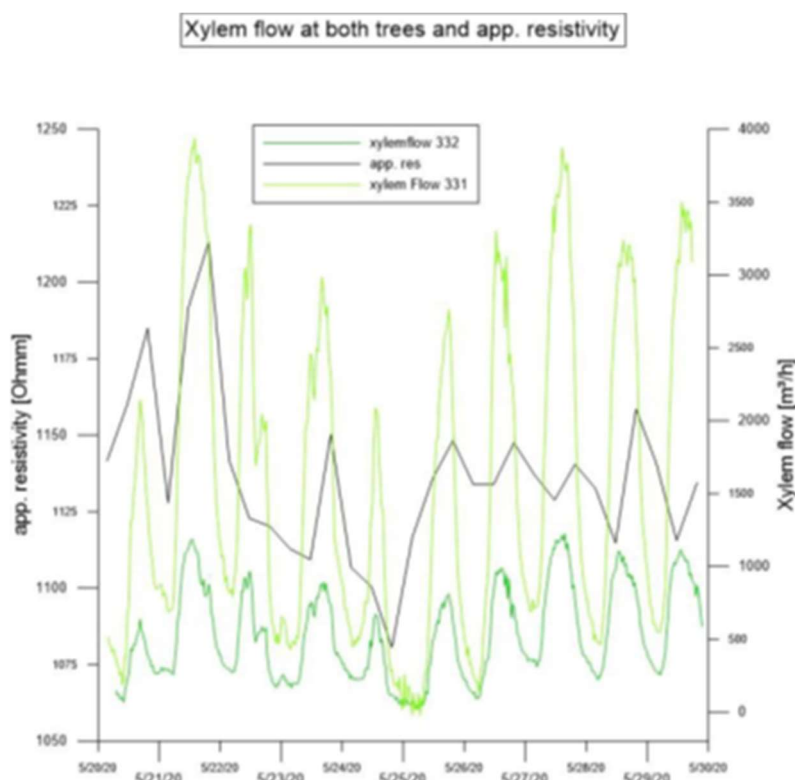


Abbildung 2.2.3-18: Resistivitäten in 60 cm Tiefe im Vergleich mit dem Xylem-Saftfluss unter den Fichten 331 und 332.

2.2.4 Arbeitspaket 4: Fernerkundliches Monitoring

2.2.4.1 NDVI

Das Histogramm der NDVI-Ergebnisse (Abb. 2.2.4-1) für die Kiefer (in rot dargestellt) zeigt das Maximum bei 0,525. Die Verteilung der Douglasie (in grün dargestellt) ist dagegen sehr eindeutig um den Wert 0,575 ausgeprägt.

Das Ergebnis zeigt, dass der Douglasienbestand vitaler ist als die Kiefer, sowie dass die Douglasie höhere Photosyntheseleistung hervorbringt. Bei einer vitaleren Pflanze ist zudem mit mehr Transpiration zu rechnen, als bei einer Pflanze unter Stress (Cavender-Bares et al., 2020). Es ist jedoch zu beachten, dass diese Analyse eine Momentaufnahme darstellt, da aus technischen Gründen nur ein Datensatz möglich war, der sowohl die Douglasie als auch die Kiefer zeitnah abdeckt. Um aussagekräftige Informationen über diesen Zustand zu erhalten, ist ein längeres fernerkundliches Monitoring notwendig. Es ist auch die Bestandsdichte zu

berücksichtigen, um eine Aussage über die Vitalität zu treffen.

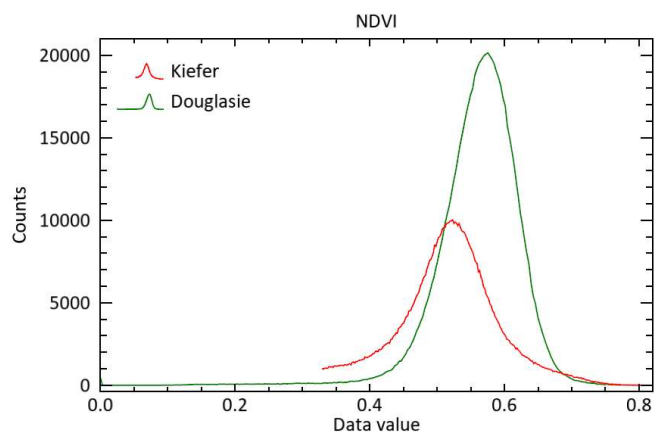


Abbildung 2.2.4-1: Histogramm des Ergebnisses der NDVI-Anwendung.

Abbildung 2.2.4-2 zeigt die flächenhafte Verteilung des NDVI des Douglasien- und des Kieferschlags. In beiden Beständen können einzelne Bäume identifiziert werden, die einen geringen NDVI-Wert mit < 0.45 für die Douglasie und < 0.38 für die Kiefer oder mit einem hohen Wert von > 0.5 (Douglasie) oder $> 0,575$ (Kiefer) aufweisen. Generell betrachtet, zeigen aber beide Bestände über die Fläche einen vitalen Zustand.

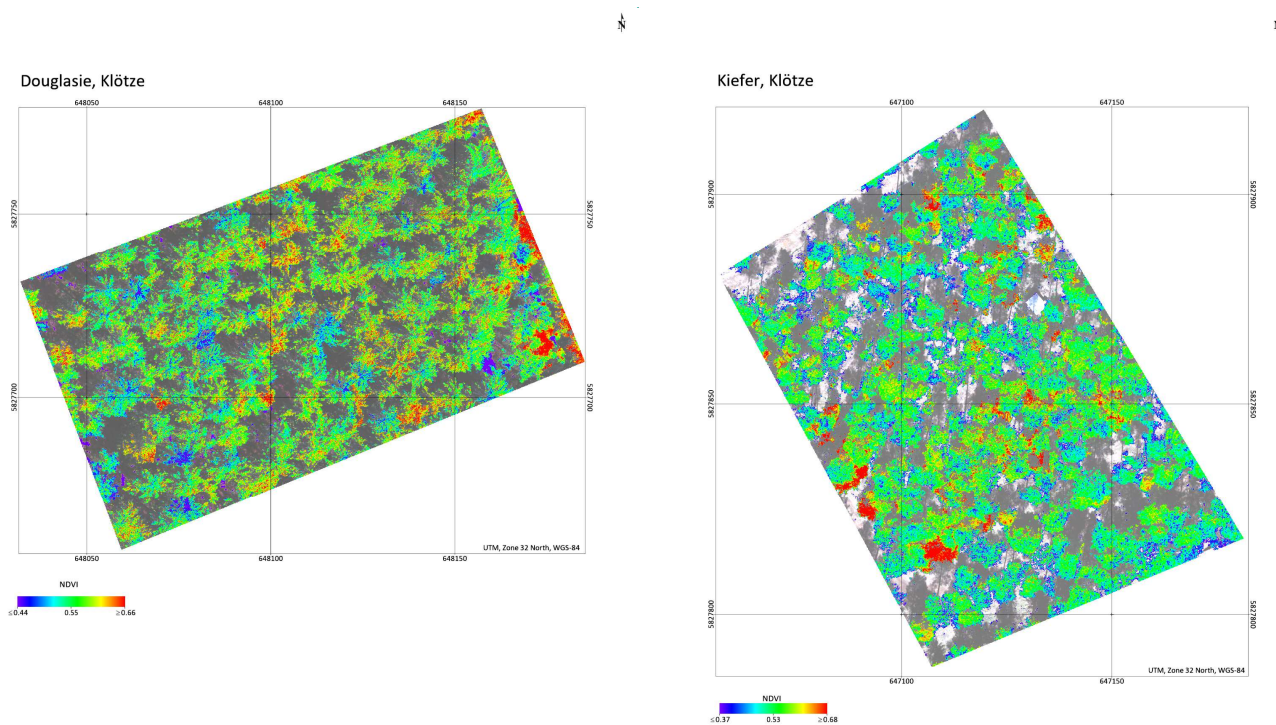


Abbildung 2.2.4-2: Flächenhafte NDVI Verteilung für die Douglasie (links) und Kiefer (rechts).

2.2.4.2 EVI

Das Histogramm der EVI-Werte (Abb. 2.2.4-3) zeigt sowohl für die Kiefer (in rot) als auch für die Douglasie (in grün) ein Maximum bei 0,6. Damit ist die Vitalität der Baumkronen sehr ähnlich.

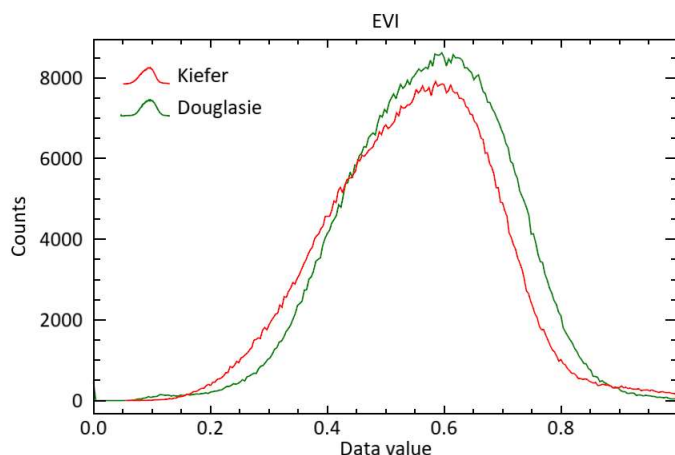


Abbildung 2.2.4-3: Histogramm des Ergebnisses der EVI-Anwendung

Die flächenhafte Darstellung der EVI-Werte wird in Abbildung 2.2.4-4 gezeigt. Mit dem EVI ist kein signifikanter Unterschied zum NDVI zu erkennen. Dadurch dass der EVI stärker den Einfluss des blauen Lichtes kompensiert und weniger Stämme und Äste berücksichtigt, ist der Index-Wert bei beiden Beständen höher, was für eine vitale Baumkrone spricht. Es ist ein gleiches Verteilungsmuster der Vitalität wie beim NDVI zu beobachten.

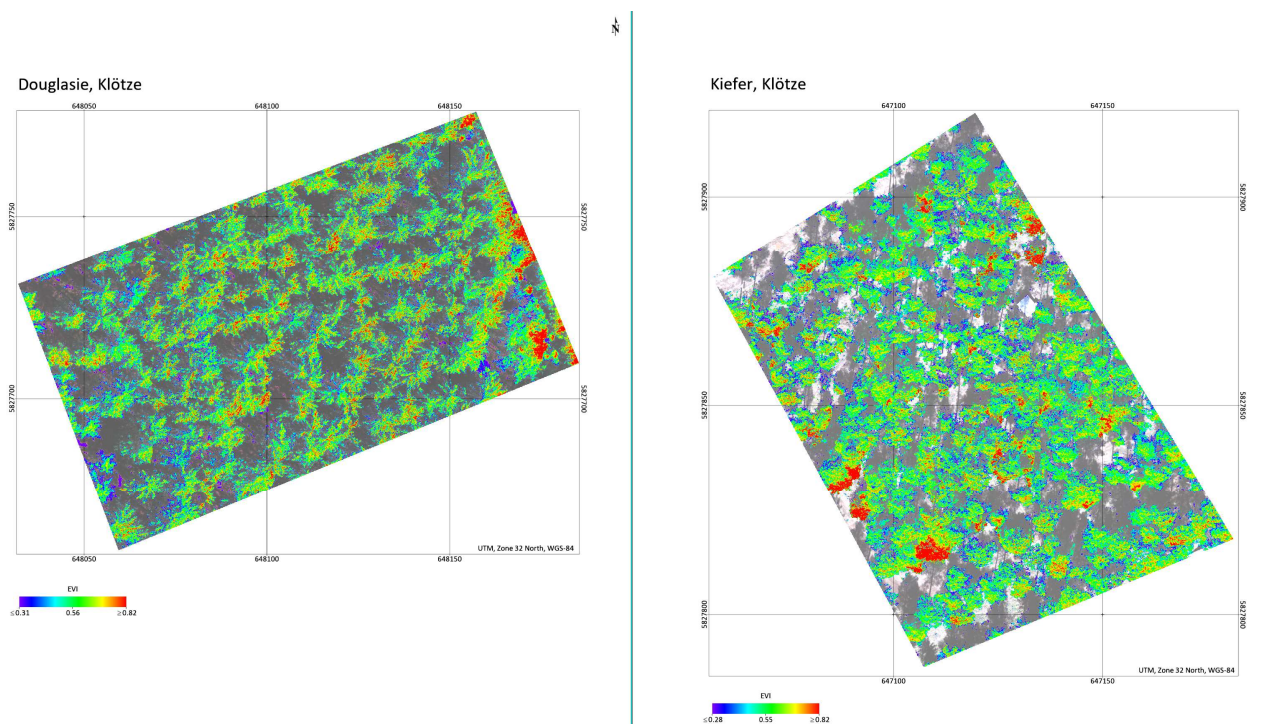


Abbildung 2.2.4-4: Flächenhafte EVI-Verteilung für die Douglasie (links) und Kiefer (rechts).

2.2.4.3 Leaf Area Index

Den Anteil der Blattoberfläche zum Boden wird durch den LAI angegeben. Die Kiefer zeigt einen durchschnittlichen LAI-Wert von 1,9 mit einer Standardabweichung von 0,47. Der durchschnittliche LAI-Wert der Douglasie liegt bei 2 und einer Standardabweichung von 0,46. Die Max-Werte der untersuchten Baumarten liegen mit 4,1 für die Kiefer und 4,0 für die Douglasie nah beieinander.

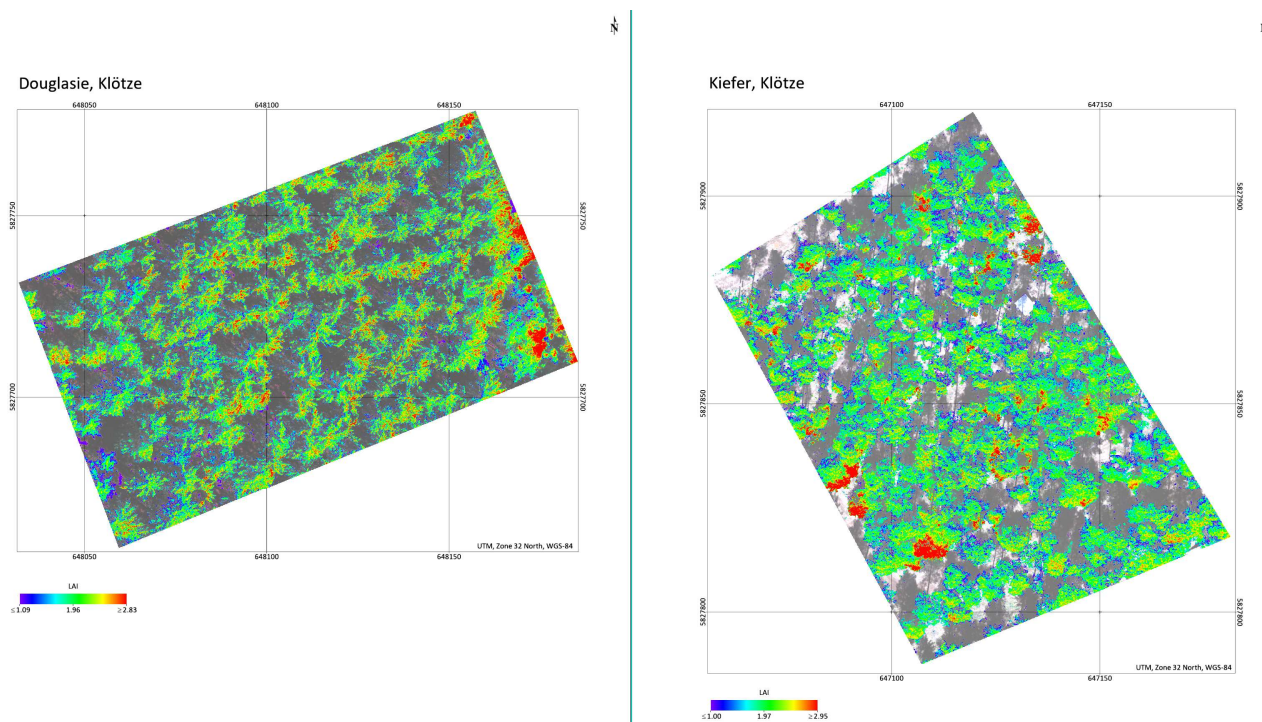


Abbildung 2.2.4-5: Flächenhafte LAI-Verteilung für die Douglasie (links) und Kiefer (rechts).

Im Vergleich mit Geländeabschätzung des LAIs ergeben sich deutliche Unterschiede. Für das Jahr 2020 ist für die Douglasie ein LAI von 6,0 aufgezeichnet. Bei der Kiefer lag der LAI-Wert bei 4,4 (NW-FVA 2022, Fleck, pers. Kommunikation). Die Ergebnisse der fernerkundlich abgeleiteten LAI-Werte sind recht nah beieinander. Die Abweichung gegenüber dem Ergebnis der LAI der Bodenmessung ist für die Kiefer nahezu gleich. Für die Douglasie hingegen ist ein deutlicher Unterschied zu verzeichnen.

2.2.5 Arbeitspaket 5: Daten, Auswertung und Modellierung

2.2.5.1 Vergleich der Bestandesstrukturmessungen aus Gelände und Fernerkundung

Die bodengestützten LAI-Messungen beruhen, wie die aus dem EVI abgeleiteten fernerkundlichen LAI-Messungen, auf optischen Verfahren, die mithilfe des blauen Lichtanteils den Lückenanteil im Kronendach für eine Abschätzung des LAI heranziehen. Während die nach oben gerichtete Messung vom Boden aus eine Mindesthöhe (hier: 1,30 m) verlangt, unterhalb der der LAI nicht bestimmt werden kann, schließt der fernerkundliche LAI immer alle Vegetation ein, die sich auf der Untersuchungsfläche befindet. Insbesondere bei den beiden Beständen am Standort Klötze gibt es dadurch bei den bodengestützten LAI-Messungen – die ja nur den Baumbestand beinhalten – einen deutlichen Unterschied zwischen beiden Plots, der in etwa dem Unterschied zwischen den Bestandesgrundflächen entspricht. Zumindest ist der Unterschied zwischen beiden Beständen gut mit allometrischen Modellen des Blattflächenindex von Bäumen reproduzierbar, die auf der Basis von Bestandesgrundfläche, Stammzahl und Höhe eine mittelfristige Schätzung des LAI erbringen können, die allerdings nicht die interannuellen Schwankungen aufgrund von Klima oder Schädlingen wiedergeben kann. Demnach hat der Baumbestand der Douglasienfläche mit einem LAI von ca. 6 eine deutlich größere Gesamtblattfläche als der Kiefernbestand mit einem LAI von ca. 3 bis 4. Wenn, wie beim EVI und dem daraus abgeleiteten LAI, der Gesamtbestand betrachtet wird, kann sich durchaus ergeben, dass beide Bestände insgesamt den gleichen LAI haben, da der Unterwuchs im Kiefernbestand mit 30% einen viel höheren Deckungsgrad hat als der im Douglasienbestand (5%, vgl. 2.2.1). Bei der Skalierung des fernerkundlich bestimmten LAI auf die absolute Blattfläche des Bestandes bestehen aus technischen Gründen unter Umständen mehr Freiheitsgrade als bei der Anwendung der Fisheye-Optik des verwendeten LAI-2200 Messgeräts vom Boden aus. Bei diesem kann durch Inversion eines Lichtmodells auf den LAI geschlossen werden, wobei auch feinskalige Effekte wie die Licht-Transmission der Blätter oder die geklumpfte oder gleichmäßige räumliche Verteilung der Blattfläche in ihrer Auswirkung auf die gemessene Lichtintensität berücksichtigt werden.

2.2.5.2 Vergleich der ERT-Resistivitäten mit Bodenwassergehalten, Wurzelverteilung und Saftflussmessungen

Siehe Kapitel 2.2.3.6 bis 2.2.3.8

2.2.5.3 Baumartenvergleich mittels Transpirationsmessung

Die Abnahme der Transpirationsraten der Stieleiche trotz angestiegener Oberbodenfeuchte bei kritisch abnehmender Wasserverfügbarkeit im Unterboden 2022 könnte bedeuten, dass sich ihre Transpiration mehr aus dem Unterboden speist als die der Roteichen, bei denen diese Abnahme nicht beobachtet wurde. Auch in den anderen beiden Sommern ist die kontinuierliche Abnahme der Stieleichentranspiration besser mit dem langfristigen Anstieg der Bodensaugspannung im Unterboden korreliert als mit den kurzfristigeren Veränderungen des Wassergehalts im Oberboden. Im Kontrast dazu steigerten die Roteichen 2023 ihre Transpirationsrate trotz steigender Unterbodensaugspannung nach einem Anstieg des Oberbodenwassergehalts. Die insgesamt geringeren Transpirationsraten des Roteichenbestands schonen in manchen Situationen den Bodenwasservorrat (z.B. sank der Oberbodenwassergehalt im April/Mai 2024 weniger als im Stieleichenbestand). Bei Böden mit geringer nutzbarer Feldkapazität und regelmäßigen Niederschlägen, wirkt sich diese Schonung aber nicht längerfristig aus, da schon nach der nächsten Niederschlagsperiode der Bodenwasservorrat wieder vollständig aufgefüllt sein kann. Im Fall seltenerer Niederschläge und auch bei etwas höherer nutzbarer Feldkapazität kann diese Eigenschaft aber dazu führen, dass der Bestand länger in nennenswertem Maße transpirieren und damit seine Lebensfunktionen besser aufrechterhalten kann – dies könnte zur im Jahresverlauf gleichmäßigeren Transpiration des Roteichenbestands im Jahr 2022 beigetragen haben. Umgekehrt nutzte der Stieleichenbestand das bei guter Bodenwasserverfügbarkeit und niedriger relativer Luftfeuchte zu Beginn der Vegetationsperiode oft auftretende hohe Transpirationspotenzial besser aus. Dies geschah freilich auf Kosten einer geringeren Bodenwasserversorgungssicherheit in den an solche Phasen anschließenden Zeiträumen, in denen die Stieleichen ja in jedem der drei Messjahre auch schon ihre Transpiration reduziert haben.

Im Vergleich von Fichte und Buche im Solling fällt ihre unterschiedliche Empfindlichkeit im Trockensommer 2022 auf. Die Transpirationsraten brachen nach dem zweiten extrem lufttrockenen Tag im Fichtenbestand regelrecht ein, weitere sehr lufttrockene Tage führten – anders als bei den Buchen – nicht mehr zu einer gesteigerten Transpiration. Es könnte sich hier um Schädigungen der wasserleitenden Gefäße handeln, die bei den Buchen zumindest nicht im gleichen Maße aufgetreten sind. Bemerkenswert ist auch, dass der Buchenbestand seine maximale Transpirationsrate in den Jahren 2022 und 2023 erst später als der Fichtenbestand, der in beiden Jahren schon sehr früh die Gelegenheit zu hohen Transpirationsraten nutzen konnte, erreichte. Anscheinend konnten die winteraktiven Fichten solche Schäden an den für die Frühjahrstranspiration u.U. wichtigen Leitgefäßen also schon vor dem Frühling 2023 ausgleichen. Erst nach den möglichen Borkenkäferschäden 2023 an den Fichten kehrte sich die Reihenfolge um und die Buchen erreichten nicht nur früher (schon am 14. Mai 2024) die Maximalrate, sondern schienen auch im weiteren Verlauf des Jahres flexibler auf den variablen Verdunstungsanspruch der trockenen Luft reagieren zu können, während der reduzierte Fichtenbestand schnell an sein leistbares Transpirationsmaximum zu kommen schien und dabei im weiteren Verlauf des Sommers 2024 blieb. Für den Oberbodenwassergehalt schien das unterschiedliche Transpirationsverhalten der beiden Bestände die Auswirkung zu haben, dass es im Fichtenbestand nur eine sehr gedämpfte Dynamik gab, während der Oberbodenwassergehalt beim Buchenbestand über die Sommerhalbjahre instabiler war. Die mittlere tägliche Transpirationsrate des Fichtenbestands unter Einbeziehung auch der Wintermessungen vor der Teilräumung am 14.6.2023 betrug 1,57 mm, in den 1,5 Jahren danach waren es nur noch 1,03 mm. Die tägliche Transpirationsrate beider Bestände an den Tagen, für die Messungen von beiden Beständen vorliegen, betrug vor der Teilräumung für die Fichte 2,18 mm und für die Buche 1,63 mm, nach der Teilräumung 1,29 mm (Fichte) und 1,82 mm (Buche).

Im Vergleich des Kiefern- und Douglasienbestands ist das auffälligste Merkmal, dass der Kiefernbestand viel öfter Bodenfeuchten nah am permanenten Welkepunkt erreichte, sodass der pF-Wert von 4,2 in jeder der drei Vegetationsperioden in allen Messtiefen überschritten wurde. Das ist insofern überraschend, als der Bodenwasserspeicher in den oberen 100 cm des Mineralbodens ausweislich der nutzbaren Feldkapazität beim Kiefernbestand größer ist als beim Douglasienbestand. Überdies ist der LAI der Kiefernbestands-Baumschicht mit Werten zwischen 3,0 und 4,0 viel geringer als der des Douglasienbestands (5,9 – 6,3). Der dichte Unterwuchs des Kiefernbestands könnte hierbei eine bedeutende Rolle spielen. Er wäre auch eine Erklärung für das trotz niedriger Transpirationsraten bei der Kiefer oft raschere Absinken des Oberbodenwassergehalts im Vergleich zur Dynamik beim Douglasienbestand und wurde auch im Zusammenhang mit den wärmeren Wintern als mögliche Ursache eines Wasserverbrauchsunterschieds zu Jahresbeginn 2024 diskutiert. Beide Baumarten kamen im Verlauf der drei Jahre immer wieder in die Situation, dass durch die atmosphärischen Bedingungen gebotene Gelegenheiten zur Wasserdampfabgabe nicht genutzt werden konnten, wohl aufgrund fehlender Wassernachlieferung, die möglicherweise in solchen Fällen durch die Spaltöffnungen aktiv gedrosselt wurde. Im Unterschied zum Kiefernbestand hat der Douglasienbestand aber offensichtlich auch die Möglichkeit, winterliche Trockenphasen effektiv für die Transpiration zu nutzen und unterscheidet sich so nicht nur strukturell durch den Unterwuchs, sondern auch in seinen Reaktionsmöglichkeiten auf die für beide Bestände gleiche meteorologische Situation, die im Ergebnis zu wesentlich höheren Transpirationsraten bei der Douglasie führt (im Mittel 0,66 mm, bei der Kiefer 0,37 mm an Tagen mit Messungen für beide Baumarten).

2.2.5.4 Vergleich von Transpiration, Interzeption und Modellierung

Die prozentualen Interzeptionsraten erreichten in allen sechs Beständen ihren Maximalwert im besonders trockenen Jahr 2022, sowohl in der Vegetationsperiode als auch auf das ganze Jahr gesehen, während sie in den feuchteren Jahren geringer waren. Bei den vielen kleineren Niederschlagsereignissen dieses Jahres spielt der Basiseffekt eine größere Rolle, in dem Sinne, dass die mit dem ersten Teil des Niederschlags stattfindende Kronendachbefeuchtung, bei der oft noch kein Niederschlag den Boden erreicht, einen größeren Anteil am Gesamtniederschlag des jeweiligen Ereignisses hatte. Durch den großen Anteil solcher Befeuchtungssverluste an geringen Niederschlagsmengen erhöhte sich der durchschnittliche Interzeptionsanteil am Freilandniederschlag bei allen Baumarten. Insgesamt betrugen die Interzeptionsraten zwischen 12% (Steileiche 2023) und 40% (Douglasie 2022) des Freilandniederschlags und lagen damit etwa im Bereich der aus der Literatur bekannten Anteile zwischen 7% und 38% (Choudhury & DiGirolamo, 1998; Peck & Mayer, 1996; Waring & Schlesinger, 1985). Sie übertrafen diese Anteile wegen des genannten Basiseffekts im Jahr 2022 im Douglasienbestand, der ja der Bestand mit dem höchsten LAI unter den ausgewählten Beständen ist. Die gemessenen Interzeptionsraten stehen in einem plausiblen Verhältnis zu den LAI-Unterschieden zwischen den Beständen: So waren sie im Bestand mit dem geringsten LAI (Steileiche) am geringsten und beim Douglasienbestand am höchsten. Auch der durch die Borkenkäferalamität verursachte LAI-Rückgang im Fichtenbestand zwischen 2022 und der Vegetationsperiode 2023 ist mit einem Rückgang der Kronendachinterzeption verbunden. Bei Buche und Stieleiche ist auch zu erkennen, dass die Laublosigkeit der Nicht-Vegetationszeit den jahresdurchschnittlichen Prozentanteil gegenüber dem Prozentanteil in der Vegetationsperiode verringert. Dies ist bei den Nadelbäumen nur beim Fichtenbestand zu erkennen, wobei die Befallsituation hier einen verstärkenden Einfluss auf den winterlichen Nadelfall gehabt haben kann. Die laublose Zeit der Roteiche war dagegen in den Interzeptionsraten nicht deutlich erkennbar. Überhaupt scheint die Belaubung in diesem Bestand einen geringeren Effekt zu haben als etwa bei Buche und Fichte, denn obwohl der LAI des Roteichenbestands in den Vegetationsperioden zumindest 2022 und 2024 höher war als in diesen Beständen, war die relative Interzeptionsrate deutlich niedriger. Auch im Vergleich zur Kiefer ist der LAI des Roteichenbestands in der Vegetationsperiode deutlich höher, die relative Interzeptionsrate ist, im Vergleich zur Kiefer, oft aber nur leicht erhöht. Vergleicht man die Baumarten vom selben Standort, entspricht die Rangfolge der Interzeptionsraten meistens der Rangfolge im Blattflächenindex, ausgenommen beim Vergleich von Roteiche und Stieleiche in den Vegetationsperioden 2022 und 2024. Bei den Eichenbeständen kann nicht ausgeschlossen werden, dass der Roteichenbestand auch einmal höhere Freilandniederschläge erhält als der Stieleichenbestand. Dies wurde zumindest im Juni 2024 beobachtet, als dort die Kronentraufe zum Teil über den auf der Freifläche gemessenen Niederschlägen lag.

2.2.5.5 Vergleich der Grundwasserneubildung aus Tracerversuch und Modell

Aufgrund der in den Zwischenberichten dargestellten Verzögerungen von 8 Monaten (Personaleinstellung, Lieferengpässe) konnte die Modellierung nicht durchgeführt werden. Dem Antrag auf kostenneutrale Verlängerung um den o.g. notwendigen Umfang wurde seitens des Projektträgers nicht stattgegeben. Eine vergleichende Darstellung der Grundwasserneubildung aus den Tracerversuchen und der Modellierung konnte daher nicht erfolgen.

2.3 Verwertung

Das Projekt KLIBW-GW ergänzt die Datengrundlage zu Sickerwasserraten und Grundwasserneubildungsmengen in Norddeutschland unter verschiedenen Baumarten und Standortbedingungen. Insbesondere für die weniger erforschten Alternativbaumarten Douglasie und Roteiche sind die Ergebnisse eine wertvolle Grundlage, um forsthydrologische Modelle zu validieren und deren Übertragbarkeit auf andere Standorte zu testen. Weiterhin können die Ergebnisse als Berechnungsgrundlage für Ökosystemleistungen des Waldes dienen, um z.B. den Beitrag zur Trinkwasserversorgung oder zum Schutz grundwasserabhängiger Ökosysteme zu bewerten.

Im Rahmen des Projekts wurden Methoden, die bisher selten im Wald Anwendung fanden, für den Waldkontext angepasst und verbessert. So wurde bei den Markierungsversuchen die Berechnungsmenge gegenüber anderen Versuchen stark reduziert, um eine Veränderung der natürlichen Bodenhydraulik durch die Beregnung zu vermindern und damit die natürliche Sickerwasserrate besser abzubilden. Weiterhin konnte durch eine verbesserte zeitliche Versuchsplanung die Tiefe der aktiven Wurzelzone auf dem Versuchsfeld abgeschätzt werden, sodass Unsicherheiten bei der Berechnung der Sickerwasserrate deutlich reduziert werden konnten.

Unter Verwendung eines einfachen Potenzgesetzes wurde aus dem Zusammenhang zwischen Wassergehaltsmessungen mittels Bodensonden und Resistivitäten der ERT eine Pedotransferfunktion parametrisiert, um volumetrische Wassergehalte abzuschätzen. Eine Übertragbarkeit der Parameter auf den direkten Wurzelbereich ist gegenwärtig noch nicht festgestellt. Wir empfehlen diese in zukünftigen Studien durch systematischen Vergleich unterschiedlicher Punkte auf den Messarrays zu prüfen. Insgesamt bilden

unsere Ergebnisse eine gute Grundlage, um eine Bilanzierung der im Boden gespeicherten Wasservolumina vorzunehmen und diese in Hinblick auf Wasserhaushaltsbilanzen für künftige Untersuchungen einer Plausibilitätsprüfung zu unterziehen.

2.4 Erkenntnisse von Dritten

Die Recherche ergab keine Hinweise auf die Bearbeitung des vorliegenden Forschungsthemas durch andere Forschungsvorhaben. Dabei ist allerdings hervorzuheben, dass die im Projekt verwendeten Methoden auch in anderen Forschungsvorhaben Anwendung finden und weiterentwickelt werden.

Das Forschungsprojekt "Wasserwald-Versickerungsmonitoring" (WasMon), wurde von der Landwirtschaftskammer Niedersachsen (LWK Niedersachsen) durchgeführt und vom Waldklimafonds (FNR) gefördert (Laufzeit 2018-2022). Die Ergebnisse des Projekts sind im Projektabschlussbericht und in der Dissertation von Loesch (2023) dokumentiert. Ziel des Projekts war es, die Zunahme der Tiefensickerung zu bestimmen, die durch den Umbau von reinen Kiefernbeständen zu Mischbeständen entsteht. Hierfür verwendete das Projekt die Modellierungssoftware LWF-Brook90. Für das Vorhaben relevant sind die ermittelten Sickerwasserraten für die reinen Kiefernbestände in Niedersachsen und die Verbesserungsvorschläge zur Parametrisierung des Modells. Dabei wird vor allem die Parametrisierung von Wurzeltiefe und -dichte als wichtige Schwachstelle hervorgehoben. Im KLIBW-GW-Vorhaben wurde dieser Schwachstelle begegnet, indem durch die NW-FVA ergänzende Feinwurzelkartierungen im Kiefernbestand und im Roteichenbestand durchgeführt wurden. Außerdem wurde bei den Markierungsversuchen im KLIBW-GW-Vorhaben in dem Douglasien- und Kiefernbestand ein Versuchsablauf entwickelt, bei dem die Tiefe der aktiven Wurzelzone auf dem Versuchsfeld ermittelt werden kann.

Ein weiteres Projekt, mit dem es methodische Überschneidungen gibt, ist das vom BMBF geförderte Verbundvorhaben „LURCH – WaRM: Nachhaltige, flexible Grundwasserbewirtschaftung in Ballungszentren auf Basis eines Wassersystemmodells am Beispiel der Metropolregion Frankfurt/Rhein-Main – Modellierung, Maßnahmen, Governance“, bei dem im Teilprojekt „Ermittlung von Grundwasserneubildungsraten, Stickstoffdeposition und Stickstoffeinträgen in das Grundwasser für verschiedene Waldentwicklungsszenarien“ ein Schwerpunkt auf der Modellierung des Wasserhaushalts von Wäldern liegt. In dem Projekt (Laufzeit: 2023-2026) wurden in LWF-Brook90 Parameteroptimierungen für die Baumarten Eiche, Buche und Kiefer umgesetzt, sodass für das Vorhaben relevante Ergebnisse zu erwarten sind. Der Erfahrungsaustausch wurde über den gemeinsamen Projektpartner (Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt) sichergestellt.

2.5 Veröffentlichungen

Die Ergebnisse wurden auf mehreren Fachtagungen präsentiert (siehe unten folgende Liste).

Die Zielsetzung des Projekts und die Vorgehensweise bei den Markierungsversuchen wurden in einem Video dokumentiert und auf mehreren Plattformen veröffentlicht:

- Instagram: <https://www.instagram.com/reel/DAYGsmHs82U/>
- Youtube: <https://youtu.be/yQM0HpEQOQI>

Es ist geplant, die Ergebnisse der Interzeptions- und Transpirationmessungen, der Markierungsversuche und des Geophysikalischen Monitorings jeweils in einer Fachzeitschrift zu veröffentlichen. Die aus dem Geophysikalischen Monitoring berechneten Modelle werden als Filme in der Geodateninfrastruktur der BGR (GDI-BGR) veröffentlicht. Ausgewählte Ergebnisse werden künftig in peer-reviewed Zeitschriften publiziert.

Beiträge zu Fachtagungen:

Ahrends, B.; Bosch, K.; Fleck, S.; Hemmens, E.; Königer, P.; Meesenburg, H.; Neukum, C.; Schodlok, M.; Stadler, S.; Stange F. (2024): Auswirkungen einer klimaangepassten Baumartenwahl auf die Grundwasserneubildungsmenge (KLIBW-GW). [Poster präsentiert auf der Tagung „Wasser- und Stoffhaushalt von Wäldern unter Stress“, Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Göttingen.]

Bosch, K., Königer, P., Stadler, S., Noell, U., Hemmens, E., J. Marshall Meesenburg, H., Ahrends, B., Fleck, S., Neukum, C. (2023): Impacts of tree species on groundwater recharge - An improved understanding of processes and challenges via D₂O-labelling and seasonal soil water isotope signals, General assembly of the international union of geodesy and geophysics IUGG, Berlin (Poster)

Bosch, K., Königer, P., Stadler, S., Hemmens, E., Fleck, S., Ahrends, B., Meesenburg, H., Neukum, C. (2024): Impacts of tree species on groundwater recharge - An improved understanding of processes and challenges via D₂O-labelling, Tagung der Fachsektion „Hydrogeologie“ im DGGV (FH-DGGV), Aachen (Oral)

Bosch, K., Hemmens, E., Königer, P., Stadler, S., Fleck, S., Ahrends, B., Meesenburg, H., Neukum, C. (2024): Tiefenversickerung unter Douglasie und Kiefer im Norddeutschen Tiefland - Ergebnisse eines Tracerversuchs mit Deuteriumoxid, 14. Tagung der AG „Waldböden“ der DBG, der AG „Humusformen“ der DBG Sektion „Wald und Wasser“ im DVFFA und der Deutschen Hydrologischen Gesellschaft, Göttingen (Oral)

Bosch, K., Königer, P., Hemmens, E., Stadler, S., Fleck, S., Ahrends, B., Meesenburg, H., Neukum, C. (2024): Assessing groundwater recharge in a Douglas fir forest through deuterium oxide labelling across multiple experimental plots, World groundwater congress IAH, Davos (Poster)

Bosch, K., Königer, P., Fleck, S., Ahrends, B., Hemmens, E., Stadler, S., Neukum, C. (2024): Challenges of estimating groundwater recharge in forests through deuterium oxide labelling - How to trace soil water movement below the root zone?, Jahrestagung der Arbeitsgemeinschaft Stabile Isotope (ASI), Darmstadt (Oral)

Fleck, S., Ahrends, B., Sopushynskyy, I., Scheler, B., Meesenburg, H.: Vergleich des Wasserverbrauchs von Baumartenpaaren: Roteiche und Stieleiche, Douglasie und Kiefer sowie Buche und Fichte, 14. Tagung der AG „Waldböden“ der DBG, der AG „Humusformen“ der DBG Sektion „Wald und Wasser“ im DVFFA und der Deutschen Hydrologischen Gesellschaft, Göttingen (Oral)

Hemmens, E.; Bosch, K.; Ahrends, B.; Fleck, S.; Meesenburg, H.; Meyer, A.; Königer, P.; Noell, U.; Schodlock, M.; Stadler, S.; Stange, F.; Neukum, C. (2022): Auswirkung einer klimaangepassten Baumartenwahl auf die Grundwasserneubildungsmenge. [Poster präsentiert auf dem Waldklimafonds-Kongress 2022, Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V., Göttingen.]

Hemmens, E., Ahrends, B., Bosch, K., Fleck, S., Meesenburg, H., Noell, U., Stadler, S., (2023): Application of 3D Electric Resistivity Tomography for the monitoring of soil water dynamics – An experiment with Scots pine in the North German lowlands. [Poster präsentiert auf der 83. Jahrestagung der Deutschen Geophysikalischen Gesellschaft DGG, Bremen.]

Hemmens, E.; Noell, U.; Bosch, K.; Stadler, S.; Ahrends, B.; Fleck, S.; Meesenburg, H.; Neukum, C. (2024): Monitoring spatial and temporal soil moisture dynamics with 3D Electrical Resistivity Tomography in a sandy soil under a pine forest. [Poster präsentiert auf der 84. Jahrestagung der Deutschen Geophysikalischen Gesellschaft DGG, Jena.]

Hemmens, E.; Ahrends, B.; Bosch, K.; Fleck, S.; Meesenburg, H.; Noell, U.; Stadler, S.; Neukum, C., (2024): Räumliche und zeitliche Dynamik der Bodenfeuchte im Wurzelraum – Anwendbarkeit der elektrischen Widerstandstomographie (ERT) auf einem grundwasserfernen Standort unter Kiefer (*Pinus sylvestris*). [Poster präsentiert auf der Tagung „Wasser- und Stoffhaushalt von Wäldern unter Stress“, Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Göttingen.]

Noell, U., Hemmens, E., Ahrends, B., Stadler, S., Fleck, S., and GW-Fest/KLIBW-GW working teams (2023): Reconstructing spatial variability of forest soil water characteristic by using a combination of electrical resistivity tomography and local soil water content measurements, EGU General Assembly 2023, Vienna, Austria, 23–28 Apr 2023, EGU23-8316, <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu23-8316>, 2023. [Vortrag bei der Generalversammlung der European Geosciences Union (EGU) 2023, Wien.]

2.6 ANHANG

Die Ziele und Ergebnisse beider Vorhaben sind im gemeinsamen Teil I und II des Schlussberichts dargestellt.

2.6.1 Teilvorhaben 1: Bodenwasserdynamik und Grundwasserneubildung in Abhängigkeit von der Wasseraufnahme der Bäume im Wurzelraum

2.6.1.1 Ziel und Gegenstand des Teilvorhabens

Das Ziel des Teilvorhabens ist eine verbesserte messtechnische Erfassung und Quantifizierung der einzelnen Wasserflüsse im Boden zum Standortwasserhaushalt, um damit die Grundwasserneubildung zu erforschen und auf eine breitere Datengrundlage zu stellen.

2.6.1.2 Bearbeitete Arbeitspakete

Das Teilvorhaben umfasst die Arbeitspakete mit den jeweiligen Teilarbeiten:

- Boden und Grundwasser
 - Standortcharakterisierung Boden/Bodenwasser
 - Quantifizierung der lokalen Wassergehalte und Sickerwasserbewegung
 - Monitoring der Speicheränderung im Grundwasserleiter
 - Numerische Simulation des Bodenwasserhaushalts
- Geophysikalisches Monitoring
 - Zusammenhang zwischen spezifischem elektrischen Widerstand und Wassergehalt und Bodenparametern
 - Der Zusammenhang zwischen spezifischem elektrischen Widerstand und der Wurzelmasse und Aktivität
 - Untersuchung der Grundwasserneubildung
- Fernerkundliches Monitoring

Das Teilvorhaben ist am Arbeitspaket 5, Datenmanagement, synoptische Auswertungen und Modellierung beteiligt.

2.6.1.3 Wesentliche Ergebnisse des Teilvorhabens

Die Markierungsversuche mit Deuteriumoxid haben sich als geeignete Methode erwiesen, um die Grundwasserneubildung unter Bäumen lokal zu quantifizieren. Aus den Markierungsversuchen konnte unter Anwendung der Peak-Shift-Methode zwischen den Jahren 2023 und 2024 die jährliche Sickerwassermenge für drei Bestände ermittelt werden. In dem Douglasienbestand betrug die maximale Sickerwasserrate 37-52 mm/a (4-6 % des Freilandniederschlags von 881 mm). Im gleichen Zeitraum wurde im benachbarten Kiefernbestand eine maximale Sickerwasserrate von 16-29 mm/a (2-3 % des Freilandniederschlags von 881 mm) ermittelt. Im Roteichenbestand wurde eine Sickerwasserrate von mindestens 96 mm/a (ca. 10 % Freilandniederschlags von 952 mm) gefunden. Besonders sensitiv reagiert die Peak-Shift-Methode auf den Parameter Durchwurzelungstiefe. Im Roteichenbestand konnte gezeigt werden, dass ein erhöhter Ansatz der Durchwurzelungstiefe um einen Meter zu einer Halbierung der Sickerwasserrate von 180 mm/a auf 96 mm/a führt. Um diese Unsicherheit zu vermindern, wurde für den Douglasien- und Kiefernbestand ein Versuchsablauf entwickelt, durch den die Tiefe der aktiven Wurzelzone auf dem Versuchsfeld abgeschätzt werden kann. Zur Abschätzung der aktiven Wurzelzone wurden Zeiträume mit abnehmenden Bodenwassergehalten bei gleichzeitiger Stagnation des Markierungsstoffs während der Vegetationsperiode verwendet. Die Peak-Shift-Methode ist außerdem sensitiv für den Haftwasseranteil und für die Trockenrohdichte des Bodens. Beide Eingangsgrößen werden oft für Tiefen > 2 m geschätzt, da der Aufwand zur Gewinnung von ungestörten Bodenproben aus diesen Tiefen groß ist. Die durch die Parameterschätzung entstehende Restunsicherheit ist in den oben genannten Ergebnissen für den Douglasien- und Kiefernbestand durch die Wertespanne der Sickerwasserrate ausgedrückt. Die Markierungsversuche bilden lediglich die Sickerwasserrate für den Projektzeitraum ab, sodass eine Methodenkombination für die Betrachtung längerer Zeiträume sinnvoll ist. Um zusätzlich die mittlere langjährige Grundwasserneubildung zu ermitteln, wurde in dem Roteichenbestand die Chlorid-Massenbilanz-Methode auf Chloridkonzentrationen im Boden- und im Grundwasser angewendet. Die durch die Chlorid-Massenbilanz-Methode ermittelte mittlere langjährige Grundwasserneubildung zwischen 2004 und 2022 beträgt 15-17 % des Freilandniederschlags. Beide Methoden zeigen eine gute Übereinstimmung.

Die elektrische Widerstandstomographie (ERT) hat sich als sehr geeignet herausgestellt, um die lokale Heterogenität der instrumentierten Standorte zu erfassen. Es wurde eine große Heterogenität in der Verteilung der elektrischen Widerstände identifiziert. Die Positionen von Bäumen und Baumstümpfen auf dem Messarray konnten in vielen Fällen mit Anomalien niedrigerer spezifischer elektrischer Widerstände assoziiert werden. In der Betrachtung der zeitlichen Dynamik wurde an allen Standorten eine starke und schnelle Antwort auf Niederschläge beobachtet. Für die Standorte Kiefer-Klötze, Buche-Solling, Roteiche-Lüneburger Heide wurde eine Beziehung zwischen den Messungen des volumetrischen Wassergehalts aus Bodensonden und den

Resistivitäten aus den ERT festgestellt. Aufgrund der Erfahrungen auf dem Standort Fichte-Solling im Vorgängerprojekt GW-Fest, wurden Punkte auf dem Messarray gewählt, die sich nicht direkt im Wurzelbereich der Bäume befinden. Unter Verwendung eines einfachen Potenzgesetzes wurde aus dem Zusammenhang zwischen Wassergehaltsmessungen mittels Bodensonden und Resistivitäten eine Pedotransferfunktion parametrisiert, um aus den Resistivitäten volumetrische Wassergehalte abzuschätzen. Die Berücksichtigung geschichteter Bodenparameter und die Leitfähigkeit der Bodenlösung wurden als wichtigste Einflussfaktoren auf die Abschätzung identifiziert. Die Änderung und das Niveau der Ganglinien der Bodensonden lässt sich an diesen Standorten aus den ERT-Daten gut rekonstruieren. Am Standort Kiefer weisen die abgeschätzten Wassergehalte durch Vergleich mit Bodenprofilen große Übereinstimmungen auf. Am Standort Roteiche konnte die Dynamik insgesamt gut wiedergegeben werden. An beiden Standorten konnte zudem auch an Punkten, die nicht in die Parametrisierung eingegangen sind, eine gute Übereinstimmung zwischen den im Labor gemessenen Wassergehalten und den Abschätzungen aus der ERT festgestellt werden. Ein direkter Einfluss der Wurzeldichte auf die ERT-Messungen wurde nicht herausgearbeitet. Eine Übertragbarkeit der Parameter auf den direkten Wurzelbereich ist gegenwärtig noch nicht festgestellt. Wir empfehlen diese in zukünftigen Studien durch systematischen Vergleich unterschiedlicher Punkte auf den Messarrays zu prüfen. Insgesamt bilden unsere Ergebnisse eine gute Grundlage, um eine Bilanzierung der im Boden gespeicherten Wasservolumina vorzunehmen und diese in Hinblick auf Wasserhaushaltsbilanzen einer Plausibilitätsprüfung zu unterziehen. Eine solche Bilanzierung ist, aufgrund der verkürzten Projektlaufzeit leider nicht mehr möglich.

2.6.2 Teilvorhaben 2: Analyse der Bestandesstruktur zur Bestimmung von Interzeption und Transpiration

2.6.2.1 Ziel und Gegenstand des Teilvorhabens

Ziel des Teilvorhabens war die Bestimmung der ober- und z.T. unterirdischen (Wurzelverteilung) Bestandesstruktur, die neben den Standorten, Höhen und Durchmessern der Baumstämme auch eine Abschätzung von Unterwuchs-Deckungsgraden und die Messung der Gesamtblattfläche des Kronendachs (LAI) umfasst. Der LAI ist ein Maß für die Wasserauffangfläche des Kronendachs und die Austauschfläche zwischen Baumbestand und Atmosphäre und hierdurch eine zentrale Größe bei der Interzeptionsabschätzung und Transpirationsberechnung mit Modellen. Das Teilprojekt stellt zudem Interzeptionsmessungen und Transpirationsmessungen zur Verfügung, damit diese mit den Ergebnissen der Modellierung verglichen werden können.

2.6.2.2 Bearbeitete Arbeitspakete

Das Teilvorhaben umfasst das Arbeitspaket 1: Forsthydrologie und ist am Arbeitspaket 5: Datenmanagement, synoptische Auswertungen und Modellierung beteiligt.

2.6.2.3 Wesentliche Ergebnisse des Teilvorhabens

Das wissenschaftlich-technische Ergebnis des Teilvorhabens ist im Abschnitt Aufgabenstellung so zusammengefasst:

Die Baumarteneffekte auf Interzeption und Transpiration wurden mit Bestandesstrukturanalysen zur Herleitung der Kronendachblattfläche, Messungen der Bestandesinterzeption und Xylemsaftflussmessungen zur Herleitung der Bestandestranspiration untersucht. Die daraus gewonnenen Blattflächenindex-Werte, Interzeptionsraten und Transpirationsraten sind für die Parametrisierung und als Validierungsgrößen für das Wasserhaushaltsmodell LWF-Brook90 gut geeignet. Es konnte gezeigt werden, dass der jährliche Maximalwert des Blattflächenindex (LAI_{max}) der Untersuchungsbestände von Jahr zu Jahr aufgrund der Aktivität von Schädlingen und Anpassungsreaktionen der Bäume an die klimatische Situation etwas variiert. Diese interannuelle Variation kann mit allometrischen Modellen der Belaubung nicht im Zeitverlauf nachgebildet werden, es ist aber möglich, solche Modelle für eine grobe Schätzung des Blattflächenindex über alle Jahre hinweg einzusetzen. Beim Vergleich von 11 allometrischen Modellen mit LAI-Messungen der Hauptbaumarten Buche, Eiche, Fichte und Kiefer aus dem Level II-Messnetz konnte gezeigt werden, dass das jeweils beste Modell den LAI mit einem Fehler zwischen 0,8 und 1,2 m^2/m^2 bestimmen kann. Bei der Anwendung auf unsere Untersuchungsbestände ergaben sich für drei Hauptbaumarten Fehler in derselben Größenordnung, nur für den Kiefernbestand ergab das für viele Bestände gut geeignete Modell von Hammel & Kennel (2001) deutlich zu niedrige Werte. Für den Kiefernbestand, den Buchenbestand und den Fichtenbestand wurden andere Modelle gefunden, die für diese Untersuchungsflächen in den Jahren 2022 - 2024 geringere Abweichungen zu den Messwerten ergaben (-0,8 bis +0,5 m^2/m^2) und somit als bestandesspezifische Modelle geeignet wären. Für die Alternativbaumarten ergaben die am besten geeigneten allometrischen Modelle Abweichungen von 0,4 (Roteiche) und 0,2 (Douglasie) zum Mittelwert des gemessenen LAI der drei Messjahre.

Die Interzeptionsbestimmung konnte durch die Verwendung eines regelmäßigen Rasters aus über 50 Messpunkten mit Kronentraufesammlern (feststehenden und versetzbaren) etwas verbessert werden. Insbesondere im Buchenbestand führte dies zu einer um 14,2% erniedrigten Bestandesniederschlagsrate und im Fichtenbestand reduzierte sie sich um etwa 9%, während in allen anderen Fällen weniger als 5%

Abweichung zwischen der räumlich repräsentativen und der am Sammlerfeld ermittelten Bestandesniederschlagsrate errechnet wurden. Die Ortsfaktoren erwiesen sich auch für die seltener gemessenen Rasterpositionen der Wandersammler als relativ konstant, sodass die für die Bestände ermittelten Korrekturfaktoren für den Bestandesniederschlag so lange weiter verwendet werden können, wie sich keine größeren strukturellen Veränderungen auf den Beständen einstellen. Insgesamt lagen die Interzeptionsraten etwa im Bereich der aus der Literatur bekannten Wertespanne. Nur beim am stärksten belaubten Bestand (Douglasie) ergab sich im besonders niederschlagsarmen Jahr 2022 eine etwas höhere Rate, die sich auf die größere Bedeutung der initialen Kronenbefeuchtung bei kleinen Niederschlagsereignissen zurückführen lässt.

Xylemsaftflussmessungen nach der Heat Ratio-Methode erwiesen sich als gut geeignet für die quantitative Abschätzung der Bestandestranspiration, wenn Holzparameter und stamminterne Saftflussdichtegradienten der betrachteten Bäume bekannt sind. Die Bestimmung der Grundholzdichte mit Bohrkernen zeigte große Unterschiede zwischen den Baumarten und die Notwendigkeit einer bestandsspezifischen Erhebung der Grundholzdichte. Dasselbe gilt für die stamminternen Saftflussdichte-Gradienten, die durch separate Messungen nach der Heat Field Deformation-Methode für die Untersuchungsbestände bestimmt wurden. Operatorabhängige Entscheidungsspielräume bei der Skalierung der Heat Ratio-Messdaten wurden durch Entwicklung eines Auswertungstools minimiert und die Skalierung so reproduzierbar gemacht.

Der auffälligste Baumarteneffekt beim Vergleich von Stieleichen- und Roteichenbestand in Ehrhorn/Lüneburger Heide ist die Fähigkeit der Stieleichen, schon sehr früh im Jahr sehr hohe Transpirationsraten zu erreichen und damit das im Frühjahr noch gute Wasserangebot auszunutzen. Dies gelang den Roteichen nicht im selben Maß. Die während dieser Phase geschaffenen Strukturen (großlumige Leitgefäße der Stieleichen) sind aber weniger geeignet für später im Jahr auftretende Perioden mit geringerer Wasserverfügbarkeit im Unterboden. In allen Jahren sank die Transpirationsrate des Stieleichenbestands nach den anfänglich hohen Werten auf deutlich niedrigere Werte ab, während die des Roteichenbestands sich bis zur Mitte der Vegetationsperiode steigern konnte. Im Durchschnitt über alle Messperioden war dadurch die tägliche Transpirationsrate der Stieleichen mit 0,61 mm nur etwas größer als die der Roteichen (0,52 mm). Aus dem Verhältnis der Transpiration zu Oberbodenwassergehalt und Unterbodensaugspannung kann geschlossen werden, dass sich die Stieleichentranspiration zu einem größeren Anteil aus dem Unterboden (tiefer als 1m) speiste als die Transpiration der Roteichen. Die Schonung der Bodenwasservorräte durch die niedrigeren Transpirationsraten des Roteichenbestands kann sich in Vegetationsperioden mit Wassermangel und auf Böden größerer nutzbarer Feldkapazität positiv auswirken.

Als Baumarteneffekt bei der Transpiration des Buchen- und Fichtenbestands im Solling fällt ihre unterschiedliche Empfindlichkeit auf Situationen mit geringer Luftfeuchte im Trockensommer 2022 auf, die in diesem Jahr nur bei der Fichte zu einer massiven Einschränkung der Reaktionsfähigkeit des Wasserleitsystems auf Luftfeuchteänderungen führten, die möglicherweise auf eingetretene Schäden an den Leitgefäßen hinweist. Dafür spricht auch die nach dem Borkenkäferbefall im Folgejahr immer noch eingeschränkte Transpirationsfähigkeit des Fichtenbestands im Jahr 2024. Der Fichtenbestand konnte winterliche Wasservorräte durch frühe Steigerung der Transpirationsrate im Frühjahr 2023 trotzdem besser nutzen als die Buche, deren Transpiration je nach Situation früher oder später startete. Die mittlere tägliche Transpirationsrate des Fichtenbestands war mit 2,18 mm in den ersten 1,5 Jahren höher als die des Buchenbestands (1,63 mm) an den Tagen, wo von beiden Baumarten Messungen vorlagen. Durch den Borkenkäferbefall und die anschließende Teilräumung des Bestands kehrte sich das Verhältnis in den darauffolgenden 1,5 Jahren aber um (Fichte 1,29 mm und Buche 1,82 mm). In besonders trockenen Vegetationsperioden kann die größere Empfindlichkeit des Fichtenbestands sich also negativ auswirken, obwohl sie die winterlichen Wasservorräte besser nutzt.

Die Baumarteneffekte auf die Transpiration des Kiefern- und Douglasienbestands hängen direkt mit der bei einem LAI von 3 - 4 größeren Lichtdurchlässigkeit des Kiefernbestands zusammen, der im Vergleich zum dunkleren Douglasien-Kronendach (LAI 5,9 – 6,3) wesentlich mehr Unterwuchs zulässt. Die zusätzliche Transpiration des Unterwuchses kann besonders in warmen Wintern dafür sorgen, dass die Bodenfeuchte schon vor Beginn der Kieferntranspiration abnimmt und auch im laufenden Jahr stärker von der Vegetation beansprucht wird. Im Unterschied zum Douglasienbestand haben die Kiefern auch kaum im Winter transpiriert, die Nutzung der winterlichen Bodenwasservorräte durch die Douglasien war also effektiver. Die mittlere tägliche Transpirationsrate an Tagen mit Messwerten für beide Baumarten betrug an diesem trockensten der Standorte beim Douglasienbestand 0,66 mm und beim Kiefernbestand 0,37 mm.

Ein vollständiger Vergleich der Baumarten würde die Ermittlung von Jahresraten der Transpiration erfordern und ist damit nur unter Verwendung des Wasserhaushaltsmodells möglich, was angesichts der auf ca. 2,5 Jahre beschränkten wissenschaftlichen Bearbeitungszeit nicht mehr im Rahmen des Projekts möglich war.